



Traitement des eaux grises par réacteur à lit fluidisé et dangers liés à leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains

Pierre-Luc David

► To cite this version:

Pierre-Luc David. Traitement des eaux grises par réacteur à lit fluidisé et dangers liés à leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains. Génie des procédés. Ecole des Mines de Nantes, 2013. Français. NNT : 2013EMNA0133 . tel-00980551

HAL Id: tel-00980551

<https://theses.hal.science/tel-00980551>

Submitted on 18 Apr 2014

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Thèse de Doctorat

Pierre-Luc DAVID

*Mémoire présenté en vue de l'obtention du
grade de Docteur de l'École Nationale Supérieure des Mines de Nantes
sous le label de L'Université Nantes Angers Le Mans*

École doctorale : Sciences Pour l'Ingénieur, Géosciences, Architecture

**Discipline : Génie des Procédés
Spécialité : Environnement**

Soutenue le 26 novembre 2013

Thèse N° : 2013EMNA0133

Traitement des eaux grises par réacteur à lit fluidisé et dangers liés à leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains

JURY

Président :	M. Ghassan CHEBBO , Professeur, École des Ponts Paris Tech
Rapporteurs :	M. Christophe DAGOT , Professeur, Université de Limoges M. Gérard MERLIN , Professeur, Université de Savoie
Examineurs :	M^{me} Gaëlle BULTEAU , Docteur, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment M^{me} Claire GERENTE , Maître assistant, École Nationale Supérieure des Mines de Nantes
Invité :	M. Philippe HUMEAU , Docteur, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
Directeur de Thèse :	M. Yves ANDRES , Professeur, École Nationale Supérieure des Mines de Nantes

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier Yves ANDRES pour m'avoir accordé sa confiance durant ces trois années, pour son investissement, son encadrement et sa bonne humeur. J'aimerais aussi remercier Jean-Michel AXES pour m'avoir permis de réaliser mes travaux de thèse au sein de son établissement.

Je tiens à remercier les membres du jury : Ghassan CHEBBO, Christophe DAGOT et Gérard MERLIN pour m'avoir fait l'honneur de juger ce travail.

Un grand merci aussi aux membres de mon comité de thèse : Gaëlle BULTEAU, Claire GERENTE et Philippe HUMEAU pour leurs conseils, leur encadrement et leur bonne humeur.

Merci à mes anciens collègues de bureau Jaime et Emilie, qui partagèrent tour à tour leur souffrance dans le bureau du fond mais surtout pour leur bonne humeur et les fous rires. Merci à ceux qui ont apporté joie et bonne humeur au labo, Marie-Cécile, Oliv, Thomas et Deniz (le voyant turque) qui ont dû nous quitter et voguent vers de nouvelles aventures. Merci aussi aux autres collègues d'étage, Chen, Coline, Gwénaëlle, Julie et Mathias à qui ils restent encore du boulot avant de pouvoir les appeler Docteur.

Un merci particulier aux deux petits cochons qui se reconnaîtront s'ils lisent ces lignes. Leur aide fut très précieuse durant ces trois années. Mais ce sont surtout les fous rires au café qui resteront gravés à la cafète d'Aquasim. Merci aussi à Christophe, Anthony et Marina pour leur aide tout au long de la thèse.

Enfin, merci à GHB pour ton soutien lors de la rédaction. Nous avons décidé de partir ensemble vers une nouvelle aventure qui va demander beaucoup plus de trois années!!!

RESUME ET MOTS-CLES

Traitement des eaux grises par réacteur à lit fluidisé et dangers liés à leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains

Les eaux grises (EG) peuvent être considérées, pour certain usage, comme une ressource alternative à l'eau potable et peuvent donc être réutilisées, par exemple, pour l'arrosage d'espaces verts pour lequel une qualité "eau destinée à la consommation humaine" ne semble pas nécessaire. Toutefois la présence de microorganismes pathogènes et de composés organiques peut entraîner des risques sanitaires et environnementaux. Il est donc nécessaire de traiter ces EG avant de les réutiliser et de caractériser les risques liés qui y sont associés, jusqu'à présent peu connus. Pour répondre à ces objectifs, la démarche a consisté à caractériser les EG afin de choisir un traitement adapté. Le procédé biologique retenu est un réacteur à lit fluidisé aérobie. Son optimisation a été basée sur l'étude de son comportement hydrodynamique et sur la cinétique de biodégradation des EG. Ses performances épuratoires ont également été déterminées. La qualité des EG traitées produites atteint les objectifs attendus par la réglementation française pour l'irrigation d'espaces verts avec des eaux usées traitées. En effet, la DCO et les MES obtenues dans l'effluent traité sont respectivement de $26 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ et $5,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Le réacteur a permis de traiter $144 \text{ L}\cdot\text{j}^{-1}$ d'EG durant 16 mois. Trois parcelles de pelouse ont été irriguées respectivement par des EG brutes, des EG traitées et par de l'eau potable. Contrairement à la parcelle irriguée par les EG brutes, l'analyse de risques n'a montré aucune différence significative entre celle irriguée par les EG traitées et celle irriguée par l'eau potable. Ces travaux démontrent que les EG traitées produites dans cette étude peuvent être employées pour l'irrigation d'espaces verts.

Mots-clés : Impact environnemental, Irrigation par aspersion, Réacteur à lit fluidisé, Réutilisation des eaux, Traitement des eaux grises

ABSTRACT AND KEYWORDS

Greywater treatment by a fluidized bed reactor and impacts associated with their use for irrigation of urban green spaces

A level of water quality intended for human consumption does not seem necessary for domestic uses such as irrigation of green spaces. Alternative water supplies like the use of greywater (GW) can thus be considered. However, GW contains pathogenic microorganisms and organic compounds which can cause environmental and health risks. As the risks related to recycling are unknown, GW treatment is necessary before reusing. To describe the risks related to GW reuses, the scientific approach performed in this study was to characterize domestic GW in order to select an appropriate treatment. The biological process chosen is an aerobic fluidized bed reactor. As this process has never been developed for GW, an optimization step based on the study of its hydrodynamic behavior and the kinetics of biodegradation of GW was performed. The treatment performances were then determined. The treated GW produced in this study reached the threshold values expected by the French regulation for irrigation of green spaces with treated wastewater. Indeed, the COD and the TSS obtained in treated GW were respectively $26 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ and 5.6 mg.L^{-1} . The fluidized bed reactor has been used to treat 144 L.d^{-1} of GW for 16 months. Three lawn plots were irrigated respectively with raw GW, treated GW and tap water as a reference. Contrary to the lawn plot irrigated with raw GW, the risk analysis performed in this study has shown no significant difference between the law plot irrigated with treated GW and the one irrigated with tap water. This study shows that treated GW produced from the fluidized bed reactor developed in this experiment can be used for irrigation of green spaces.

Keywords: Environmental Impact, Fluidized bed reactor, Greywater treatment, Sprinkler irrigation, Water reuse

PRODUCTION SCIENTIFIQUE

Publication dans une revue internationale avec comité de lecture

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Laundry greywater treatment using a fluidized bed reactor: a proposed model based on greywater biodegradation and residence time distribution approach.

Environmental Technology, volume 34, issue 23, pp. 3087-3094.

Publication dans une revue nationale avec comité de lecture

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Risques environnementaux liés à la réutilisation des eaux grises pour l'irrigation des espaces verts urbains

Accepté pour publication dans Techniques Sciences Méthodes

Publication dans des ouvrages référencés

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y. (2012)

Optimization of a fluidized bed for greywater treatment.

Proceedings of the IWA Regional Conference on Wastewater Purification and Reuse, Heraklion, Crete, Greece, Edited by T. Manios, N. Kalogerakis, C. Papamattheakis, ISBN 978-960-99889-2-6 (paper n° 67).

Communications avec actes dans un congrès international

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Optimization of a fluidized bed for greywater treatment

IWA Regional Conference on Wastewater Purification & Reuse, Heraklion, Crete, Greece, 28-30 Mars 2012.

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Alternative water supply by greywater reuse for irrigation of urban green spaces

7th IWA Specialist Conference on efficient use and management of water, Paris, France, 22-25 Octobre 2013.

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Greywater Treatment and Reuse for Irrigation of Urban Green Spaces

9th IWA International Conference on Watereuse, Windhoek, Namibie, 27-31 Octobre 2013.

Communications avec actes dans un congrès national

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Optimisation d'un réacteur à lit fluidisé pour le traitement des eaux grises

Journées Information Eaux, organisées par l'APTEN et l'équipe chimie de l'eau de l'IC2MP, Poitiers, France, 25-27 Septembre 2012.

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Irrigation d'espaces verts urbains par des eaux grises brutes et traitées : risques sanitaires et environnementaux associés

Congrès organisé par l'Association Scientifique Européenne pour l'Eau et la Santé : Utilisation des eaux usées traitées et des eaux pluviales, Paris, France, 10-11 Avril 2013.

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Risques environnementaux liés à la réutilisation des eaux grises pour l'irrigation des espaces verts urbains

92^{ème} Congrès de l'ASTEE, Nantes, France, 4-7 Juin 2013.

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Traitement des eaux grises par un réacteur à lit fluidisé : optimisation des paramètres de fonctionnement

XIV^{ème} Congrès de la Société Française de Génie des Procédés, Lyon, France, 8-10 Octobre 2013.

Autres communications

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Traitement d'eaux grises et caractérisation des risques sanitaires et environnementaux dus à leur usage extérieur à l'échelle d'un bâtiment collectif, voire individuel

Séminaire annuel de l'UMR CNRS 6144 du laboratoire de Génie des Procédés-Environnement -Agroalimentaire, Piriac-sur-Mer, France, 16-17 Juin 2011.

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Caractérisation des risques associés à l'utilisation d'eaux grises traitées pour des usages extérieurs au bâtiment

Journée des doctorants du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Marne-la-vallée, France, 19 Octobre 2011.

Autres communications par affiches

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Caractérisation des risques associés à l'utilisation d'eaux grises traitées pour des usages extérieurs au bâtiment

Journée des doctorants du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Marne-la-vallée, France, 19 Octobre 2011.

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Caractérisation des risques associés à l'utilisation d'eaux grises traitées pour des usages extérieurs au bâtiment

Journée des doctorants du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Marne-la-vallée, France, 23 Octobre 2012.

DAVID P.L., BULTEAU G., HUMEAU P., GERENTE C., ANDRES Y.

Caractérisation des risques associés à l'utilisation d'eaux grises traitées pour l'irrigation d'espaces verts

Journée des doctorants du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Paris, France, 22 Octobre 2013.

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements	iii
Résumé et mots-clés	v
Abstract and keywords	vi
Production scientifique	vii
Table des matières	xi
Liste des figures	xv
Liste des tableaux	xix
Liste des annexes	xxi
Nomenclature et acronymes	xxiii

INTRODUCTION GENERALE	1
-----------------------------	---

CHAPITRE I : ETAT DE L'ART	5
----------------------------------	---

1. INTRODUCTION	5
2. LE RECYCLAGE DES EAUX DOMESTIQUES	6
2.1 Le cycle de l'eau	6
2.2. Flux d'eau	7
2.2.1. Répartition des usages de l'eau en Europe	7
2.2.2. Consommation d'eau potable domestique à l'échelle internationale	9
2.2.3. L'usage de l'eau potable domestique en France	10
2.3. Récupération et utilisation des eaux de pluie	12
2.4. Réutilisation des eaux usées	13
2.4.1. Réutilisation de l'eau dans les industries	13
2.4.2. Réglementations et recommandations internationales sur l'utilisation d'eaux usées domestiques traitées	15
2.4.3. Réglementation française	20
2.4.4. Perception des usagers vis-à-vis de l'utilisation d'eaux usées traitées	22
2.4.5. Protection des réseaux	24
2.5. Valorisation des eaux grises	24
2.5.1. Compositions physicochimique et microbiologique des eaux grises	25
2.5.1.1. Comparaison avec la composition des eaux usées domestiques	25
2.5.1.2. Composition physicochimique des eaux grises	29
2.5.1.3. Composition microbiologique des eaux grises	31
2.5.2. Les usages des eaux grises	36
2.6. Analyse des risques liés à la réutilisation de l'eau	38
2.6.1. Dangers liés à la réutilisation des eaux grises	38
2.6.2. Méthodologie d'analyse de risques	39
3. PROCEDES DE TRAITEMENT DES EAUX GRISES	42

3.1. Introduction	42
3.2. Les traitements chimiques	43
3.3. Les traitements physiques.....	45
3.3.1. Filtre à sable.....	45
3.3.2. Procédé à filtration membranaire	49
3.3. Les traitements biologiques	51
3.3.1 Procédés à biomasse libre.....	51
3.3.2 Procédés à biomasse fixée	55
3.3.3 Marais filtrants.....	56
3.4. Autres approches	57
4. TRAITEMENT DES EAUX USEES PAR LIT FLUIDISE	61
4.1. Introduction	61
4.2. Principe de fonctionnement d'un réacteur à lit fluidisé.....	61
4.2.1. Fluidisation triphasique	62
4.2.2. Matériaux de garnissage	63
4.3. Avantages et inconvénients.....	64
4.4. Efficacité de traitement.....	65
4.5. Modélisation.....	66
5. CONCLUSION DE L'ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE	67
6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	69

CHAPITRE II : OPTIMISATION D'UN REACTEUR A LIT FLUIDISE POUR LE TRAITEMENT DES EAUX GRISES	89
1. INTRODUCTION	89
2. CONCEPTION ET DIMENSIONNEMENT DU REACTEUR A LIT FLUIDISE.....	90
2.1. Paramètres de dimensionnement	90
2.2. Dispositif expérimental	92
2.3. Garnissage	93
3. CARACTERISATION HYDRODYNAMIQUE DU REACTEUR A LIT FLUIDISE	94
3.1. Introduction	94
3.2. Matériels et méthodes	95
3.2.1. Distribution des temps de séjour	95
3.2.1.1. Temps de passage	95
3.2.1.2. Temps de séjour moyen.....	95
3.2.2. Méthodes de traçage des DTS	97
3.2.2.1. Injection du traceur.....	97
3.2.2.2. Choix du traceur	98
3.2.2.3. Méthode de traçage retenue.....	101
3.2.3. Diagnostics de mauvais fonctionnements.....	102
3.2.4. Modélisation	102
3.2.5. Conditions opératoires.....	104
3.3. Résultats expérimentaux.....	105
3.3.1. Courbe de DTS	105
3.3.2. Modélisation de l'écoulement	106
3.3.3. Paramètres hydrodynamiques.....	107
3.4. Conclusion.....	108
4. DEVELOPPEMENT DU BIOFILM SUR LE GARNISSAGE	108

4.1. Introduction	108
4.2. Description d'un biofilm aérobie.....	108
4.2.1. Phase d'acclimatation.....	109
4.2.2. Phase de croissance	110
4.2.3. Phase d'équilibre	111
4.2.4. Phase de détachement.....	111
4.2.5. Composition d'un biofilm	111
4.3. Matériels et méthodes	112
4.3.1. Dispositif expérimental.....	112
4.3.2. Protocole d'alimentation	113
4.3.3. Méthodes analytiques	113
4.3.3.1. Extraction et dosage des protéines	113
4.3.3.2. Mesure du Carbone Organique Dissous.....	114
4.4. Résultats expérimentaux.....	115
4.4.1. Colonisation du matériau de garnissage	115
4.4.2. Observations microscopiques (MEB) des anneaux de garnissage	116
4.4.3. Etude statique de la dégradation du carbone présent dans les eaux grises	117
4.5. Conclusion	118
5. MODELISATION DE LA DEGRADATION DES EAUX GRISES DANS LE REACTEUR A LIT FLUIDISE	119
5.1. Introduction	119
5.2. Approche expérimentale de la détermination de la cinétique	119
5.2.1. Principe de mesure de la respirométrie.....	119
5.2.2. Protocole de déroulement d'un test respirométrique	120
5.2.3. Résultats expérimentaux.....	121
5.2.3.1. Mesure de la respirométrie.....	121
5.2.3.2. Cinétique de biodégradation.....	122
5.3. Optimisation du réacteur à lit fluidisé.....	124
5.3.1. Description de la filière expérimentale.....	124
5.3.2. Modélisation	124
5.3.3. Résultats du modèle appliqué au réacteur à lit fluidisé	125
5.3.4. Analyse de sensibilité	127
6. CONCLUSION	127
6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	129

CHAPITRE III : SUIVI A MOYEN TERME DES PERFORMANCES EPURATOIRES DU REACTEUR A LIT FLUIDISE.....

1. INTRODUCTION	135
2. APPROCHE EXPERIMENTALE	137
2.1. Description de la filière d'étude	137
2.2. Protocole de suivi.....	138
2.3. Analyses physicochimiques.....	141
2.3.1. Paramètres physicochimiques et particuliers.....	141
2.3.2. Matières oxydables	141
2.3.3. Autres paramètres	142
2.3.4. Analyses du Sodium Adsorption Ratio (SAR)	143
2.4. Analyses microbiologiques.....	144

3. PERFORMANCES DE TRAITEMENT DU REACTEUR A LIT FLUIDISE.....	146
3.1. Caractéristiques des eaux grises brutes produites	146
3.2. Performances épuratoires du réacteur à lit fluidisé.....	148
3.2.1 Performances épuratoires du point de vue physicochimique	148
3.2.2. Performances épuratoires du point de vue microbiologique	153
3.2.3. Concentration des éléments traces métalliques dans les eaux grises brutes et traitées	155
3.2.4. Sodium Adsorption Ratio (SAR).....	157
4. CONCLUSION	159
5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	161
 CHAPITRE IV : ETUDE DE L'IMPACT DE LA REUTILISATION DES EAUX GRISSES POUR L'IRRIGATION DES ESPACES VERTS URBAINS	 167
1. INTRODUCTION	167
2. ETABLISSEMENT DU CONTEXTE.....	167
2.1. Conception des parcelles expérimentales	168
2.1.1. Choix de la pelouse.....	168
2.1.2. Choix du type d'irrigation	168
2.1.3. Description des parcelles expérimentales	170
2.1.4. Besoin en eau nécessaire pour l'irrigation	171
2.2. De la production d'eaux grises à son utilisation	173
3. IDENTIFICATION DES DANGERS.....	174
3.1. Identification des dangers liés à l'irrigation des eaux grises	174
3.2. Moyens mis en œuvre pour caractériser les dangers	175
3.2.1. Echantillonnage des percolats.....	176
3.2.2. Echantillonnage du sol	176
3.2.3. Echantillonnage de la pelouse	179
3.3. Détermination de la significativité statistique.....	180
3.3.1. Analyse de variance à deux facteurs sans répétition	180
3.3.2. Modèle statistique.....	182
4. ANALYSE ET EVALUATION DES RISQUES	183
4.1. Qualité des percolats issus de l'irrigation.....	183
4.1.1. Qualité physicochimique	183
4.1.2. Eléments traces métalliques.....	187
4.1.3. Qualité microbiologique	190
4.2. Caractéristiques quantitatives et qualitatives de la biomasse produite	193
4.3. Caractérisation physicochimique de la qualité du sol.....	196
4.3.1. Qualité du sol.....	196
4.3.2. Classification des sols selon le diagramme de Riverside	199
5. CONCLUSION	200
6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	202
 CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	 205
 ANNEXE.....	 211

LISTE DES FIGURES

Chapitre I

Figure I-1 : Cycle de l'eau d'après Evans et Perlman (2013), www.usgs.gov	6
Figure I-2 : Répartition des usages de l'eau dans 28 pays européens (AEE, 1999).....	8
Figure I-3 : Comparaison des consommations d'eau de distribution entre différents pays (Commission européenne, Eurostat 2003).....	9
Figure I-4 : Répartition moyenne des consommations d'eau potable par usage domestique dans 7 pays industrialisés (CIEau, 2012 ; Donner <i>et al.</i> , 2010 ; NSW government, 2008 ; US EPA, 2004 ; Haider et Rasid, 2002 ; Failla <i>et al.</i> , 2001).	10
Figure I-5 : Répartition moyenne des consommations d'eau potable par usage domestique en France (CIEau, 2012).....	11
Figure I-6 : Usages éventuels de réutilisation d'eau grise traitée à l'échelle domestique	36
Figure I-7 : Représentation schématique du risque.....	40
Figure I-8 : Définition de l'analyse de risques selon la norme ISO 31000.	41
Figure I-9 : Lit de sable utilisé pour le traitement des eaux grises.	45
Figure I-10 : Principe de la filtration membranaire.	49
Figure I-11 : Correspondance entre procédés membranaires et caractéristiques des composés retenus (Hourlier, 2010).....	50
Figure I-12 : Fonctionnement d'un réacteur discontinu (à gauche) et d'un réacteur à lit de boues (à droite).	52
Figure I-13 : Schéma d'un réacteur biologique rotatif (d'après Mba, 2003).	55
Figure I-14 : Procédé de traitement des eaux grises par lagune à deux étages.....	56
Figure I-15: Fluidisation triphasique (d'après Muroyama et Fan (1985)).	62

Chapitre II

Figure II-1 : Schéma du réacteur à lit fluidisé (dimensions en mm).	93
Figure II-2 : Anneau de garnissage K1 media KMT®.	93
Figure II-3 : Courbe de distribution des temps de séjour (Villermaux, 1993).....	96
Figure II-4 : Types d'injection et réponses associées pour la détermination de la distribution des temps de séjour (Villermaux, 1993).	97
Figure II-5 : Courbes de DTS des réacteurs idéaux (a : réacteur piston ; b : réacteur parfaitement agité) et quelconque (c) (d'après Levenspiel, 1998).	103
Figure II-6 : Courbes normées de DTS pour un modèle de réacteurs en cascade (Villermaux, 1993).	103
Figure II-7 : Courbe normée de DTS dans le lit fluidisé (débit d'eau : 5,9 L.h ⁻¹ ; débit d'air : 1440 L.h ⁻¹).....	105
Figure II-8 : Modélisation de l'écoulement dans le réacteur à lit fluidisé.....	106
Figure II-9 : Représentation d'un RPA par le logiciel DTSPRO.	106
Figure II-10 : Représentation de la courbe de croissance bactérienne.....	109

Figure II-11 : Schéma du montage expérimental utilisé pour l'étude de dégradation du carbone contenu dans les eaux grises.	112
Figure II-12 : Protocole d'alimentation en eaux grises du montage expérimental.....	113
Figure II-13 : Evolution de la concentration des protéines fixées sur les anneaux de garnissage (microgramme de protéines par gramme de garnissage).	115
Figure II-14 : Micrographies (MEB) des anneaux de garnissage vierge (a) et colonisé par le biofilm (b, c, d, e, f).	117
Figure II-15 : Evolution de la concentration en COD dans les eaux grises brutes ainsi que sur le biofilm fixé sur les anneaux de garnissage.	118
Figure II-16 : Représentation schématique d'un respiromètre utilisé pour évaluer la vitesse de respiration.	120
Figure II-17 : Comparaison de la respirométrie obtenue en fonction de la quantité d'anneaux de garnissage mise en jeu.....	121
Figure II-18 : Cinétique de dégradation du carbone organique dissous contenu dans les eaux grises.	122
Figure II-19 : Schéma de la filière expérimentale de production d'eau grise traitée par réacteur à lit fluidisé.	124
Figure II-20 : Concentration en COD en entrée (Y_0), expérimentale (Y_{exp}) et théorique (Y_{th}).	125
Figure II-21 : Comparaison des concentrations expérimentales et calculées en sortie de réacteur.....	126
Figure II-22 : Analyse de sensibilité en fonction des conditions opératoires (charges appliquées et volume).	127

Chapitre III

Figure III-1 : Conditions opératoires nécessaires afin de traiter quotidiennement 144 litres d'eaux grises brutes.....	136
Figure III-2 : Schéma de principe de la filière expérimentale allant de la production d'eau grise au procédé de traitement.	138
Figure III-3 : Evolution de la concentration en DCO (a) et en MES (b) dans les eaux grises brutes et traitées.	150
Figure III-4 : Microscopie optique inversée de la prédation d'amibes par un nématode (à gauche) et microscopie optique à contraste de phase de la prédation de bactéries par un nématode (à droite).	155
Figure III-5 : Pouvoir alcalinisant des eaux grises brutes et traitées.	159

Chapitre IV

Figure IV-1 : Types d'irrigation existants.	169
Figure IV-2 : Schéma de la parcelle expérimentale.	170
Figure IV-3 : Photographie de la parcelle "eaux grises brutes" lors de la phase d'irrigation. .	171
Figure IV-4 : Schéma de la filière expérimentale de la production d'eaux grises à son utilisation.	173
Figure IV-5 : Photographies du prélèvement pour les analyses microbiologiques (a) et de la récolte de la pelouse (b).	179
Figure IV-6 : Spectre obtenu lors de l'analyse de la terre par fluorescence X.	189
Figure IV-7 : Photographies de la parcelle irriguée par l'eau potable prise le 1 février 2013 (a) et prise le 14 mars 2013 (b).	193
Figure IV-8 : Caractérisation des sols selon le diagramme de Riverside.	199

LISTE DES TABLEAUX

Chapitre I

Tableau I-1 : Usage de l'eau potable au XX ^{ème} siècle en km ³ .an ⁻¹ (et en %) d'après Shiklomanov (1999).....	7
Tableau I-2 : Critères de qualité d'eau et valeurs seuils définis par différents pays/organisations en fonction des usages envisagés pour la réutilisation.....	18
Tableau I-3 : Recommandations simplifiées concernant l'utilisation d'eaux usées épurées (CSHPF, 1991).....	20
Tableau I-4 : Niveaux de qualité sanitaire des eaux usées traitées définis dans l'arrêté du 2 août 2010.....	21
Tableau I-5 : Caractéristiques des eaux usées domestiques (EUD) comparées aux eaux grises de machine à laver (MAL), de salle de bain (SDB) et d'un mélange des deux.....	27
Tableau I-6 : Caractéristiques de mélanges d'eaux grises.....	32
Tableau I-7 : Caractéristiques des eaux grises de machine à laver.....	33
Tableau I-8 : Caractéristiques des eaux grises de salle de bain.....	34
Tableau I-9 : Principales infections humaines transmissibles par l'eau, d'après Leclerc <i>et al.</i> (1982).....	38
Tableau I-10 : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé chimique.....	44
Tableau I-11 : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé physique.....	47
Tableau I-12 : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé biologique.....	53
Tableau I-13 : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé hybride.....	59
Tableau I-14 (suite) : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé hybride.....	60
Tableau I-15 : Caractéristiques de différents matériaux de garnissage.....	63

Chapitre II

Tableau II-1 : Comparaison des réacteurs à lit fluidisé recensés dans la littérature et utilisés pour le traitement des eaux usées.....	91
Tableau II-2 : Inventaire des traceurs recensés dans la littérature.....	99
Tableau II-3 : Caractéristiques du Chlorure de Lithium.....	100
Tableau II-4 : Conditions opératoires de l'étude hydrodynamique.....	104
Tableau II-5 : Comparaison des paramètres hydrodynamiques du réacteur réel et du réacteur idéal en fonction des conditions opératoires.....	107
Tableau II-6 : Constantes de vitesse en fonction de la masse de garnissage, de la DBO ₅ et de la concentration en carbone.....	123

Chapitre III

Tableau III-1 : Evolutions comparées de la population et du nombre de ménages en France métropolitaine (Jacquot, 2006).	135
Tableau III-2 : Paramètres utilisés pour la caractérisation physicochimique des eaux grises.	139
Tableau III-3 : Paramètres utilisés pour la caractérisation microbiologique des eaux grises.	140
Tableau III-4 : Limites de quantification (Lq) des éléments traces métalliques suivis.	143
Tableau III-5 : Caractéristiques physicochimiques des eaux grises brutes de cette étude et de la littérature.	147
Tableau III-6 : Caractéristiques microbiologiques des eaux grises brutes de cette étude et de la littérature.	148
Tableau III-7 : Comparaison des caractéristiques physicochimiques des eaux grises brutes et traitées de cette étude.	149
Tableau III-8 : Comparaison des caractéristiques microbiologiques des eaux grises brutes et traitées de cette étude.	153
Tableau III-9 : Concentrations des éléments traces métalliques retrouvées dans les eaux grises brutes et traitées de cette étude et dans la littérature.	156
Tableau III-10 : Concentrations des ions Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} retrouvées dans les eaux grises.	157

Chapitre IV

Tableau IV-1 : Coefficients culturaux de divers gazons (Doorenbos <i>et al.</i> , 1979 ; Doorenbos et Pruitt, 1975).	171
Tableau IV-2 : Paramètres, normes en vigueur et limites de détection utilisés pour caractériser la qualité du sol.	177
Tableau IV-3 : Caractéristiques physicochimiques des percolats obtenus après l'irrigation et ANOVA correspondante.	186
Tableau IV-4 : Concentrations des éléments traces métalliques retrouvées après l'irrigation et ANOVA correspondante.	188
Tableau IV-5 : Caractéristiques microbiologiques des percolats obtenus après l'irrigation et ANOVA correspondante.	192
Tableau IV-6 : Quantité de biomasse récoltée en fonction du type d'eau utilisée pour l'irrigation et p-value respective.	193
Tableau IV-7 : Résultat de l'HSD de Tuckey pour la biomasse récoltée	194
Tableau IV-8 : Caractéristiques microbiologiques des échantillons de pelouse et ANOVA correspondantes.	195
Tableau IV-9 : Comparaison de la qualité du sol en fonction du type d'eau utilisé pour l'irrigation.	197

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Calendrier des prélèvements	211
Annexe 2 : Résultats des analyses physicochimiques réalisées sur les eaux grises brutes.....	212
Annexe 3 : Résultats des analyses physicochimiques réalisées sur les eaux grises traitées...	213
Annexe 4 : Résultat du test de Tuckey pour les paramètres physicochimiques présentant une significativité dans les percolats	214
Annexe 5 : Résultat du test de Tuckey réalisé sur les éléments traces métalliques	215

NOMENCLATURE ET ACRONYMES

Ab.	Abattement
ANOVA	ANalysis Of VAriance
CF	Coliformes Fécaux
Cl	Chlore
CT	Coliformes Totaux
COD	Carbone Organique Dissous
COT	Carbone Organique Total
DBO ₅	Demande Biochimique en Oxygène pour 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DCO _t	Demande Chimique en Oxygène total
DCO _d	Demande Chimique en Oxygène dissous
DTS	Distribution des Temps de Séjour
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ENT	Entérocoques intestinaux
ETM	Eléments Traces Métalliques
EUD	Eau Usée Domestique
H ₂ O ₂	Peroxyde d'hydrogène
L.D.	Limite de Détection
MAL	Machine A Laver
Max.	Maximum
MES	Matières En Suspension
Min.	Minimum
N _{tot}	Azote total
NH ₄ ⁺	Azote ammoniacal
NO ₃ ⁻	Nitrates
NO ₂ ⁻	Nitrites
N.D.	Non Détecté
NPP	Nombre le plus probable
N.R.	Non Réalisé
P _{tot}	Phosphore total
pH	Potentiel Hydrogène

PVC	Polychlorure de Vinyle
RBC	Rotating biological Contactor
SBR	Sequencing Batch Reactor
SDB	Salle De Bain
STR	Streptocoques fécaux
Turb	Turbidité
τ	Temps de passage de l'effluent
\bar{t}	Temps de séjour moyen
θ	Temps réduit
UFC	Unité Formant Colonie
UVC	Ultra Violet C

INTRODUCTION GENERALE

La croissance démographique et le développement économique exercent une forte pression sur la ressource en eau. La préservation de la ressource hydrique est donc devenue un enjeu du XXI^{ème} siècle et les techniques de recyclage des eaux usées se développent afin de réduire la consommation des eaux de bonne qualité. L'émergence des pratiques liées à la réutilisation des eaux usées à tout d'abord connu un essor dans les régions présentant des zones arides comme l'Australie, la Californie ou encore Israël...Du fait de l'évolution des climats et de la densification urbaine, cette problématique est devenue mondiale.

La réutilisation des eaux usées ou des eaux de process est courante dans le secteur industriel et le développement technologique permet même aujourd'hui d'atteindre le rejet zéro. Cependant, le coût de production des eaux recyclées peut s'avérer économiquement élevé. Néanmoins cette pratique peut être utilisée afin de réduire l'empreinte environnementale de la production industrielle. D'autre part, dans les zones fortement urbanisées, le recyclage des eaux usées s'est étendu à l'échelle domestique où il est de plus en plus envisagé de réutiliser les eaux usées de salle de bains, de machine à laver le linge voire des eaux de cuisine pour des usages où une eau de moindre qualité semble suffisante. Ces trois types d'eaux usées sont communément appelées "eaux grises".

Les eaux grises de salle de bain et de machine à laver peuvent être utilisées pour des usages intérieurs comme l'alimentation des chasses d'eau ou des lave-linges tandis qu'elles se destinent à l'irrigation domestique ou agricole, la protection incendie et le lavage de véhicules et des voiries pour des usages extérieurs. Certains pays utilisent les eaux grises sans traitement préalable. Cependant, l'utilisation d'eaux grises non traitées peut conduire à une contamination par voie cutanée lors d'un contact avec une plaie ouverte ou par simple contact main/bouche. La contamination par voie respiratoire peut aussi s'avérer dangereuse lors de l'inhalation d'aérosols créés lors de l'utilisation des eaux grises pour l'irrigation par aspersion, ou le lavage de véhicules et des voiries. Une contamination par ingestion directe, lors d'une interconnexion de réseau véhiculant des eaux de qualités différentes ou par manque de signalisation à un robinet délivrant des eaux grises, peut aussi être un frein à la réutilisation des eaux grises. Enfin, la qualité des eaux grises brutes peut aussi entraîner une corrosion, un

entartrage ou un encrassement des canalisations. Il est donc nécessaire de traiter les eaux grises avant de les réutiliser.

Afin d'encadrer au mieux le développement de cette nouvelle pratique d'utilisation des eaux grises à l'échelle domestique, certains pays tels que l'Australie, le Royaume-Uni ont déjà établi des guides, des normes ou des références normatives. Les recommandations ou exigences formulées dans ces documents ont pour principal objectif de limiter les risques potentiellement encourus par les usagers et de restreindre l'impact sur l'environnement. En France, la réglementation impose l'usage d'eau destinée à la consommation humaine pour tous les usages domestiques, excepté pour certaines applications pour lesquelles l'emploi d'eau de pluie issue de toitures inaccessibles est autorisé par arrêté en date du 21 août 2008. L'utilisation des eaux grises comme autre ressource alternative à l'eau potable n'est donc pas autorisée à ce jour notamment par manque de connaissances des risques sanitaires et environnementaux qu'elle pourrait susciter.

La préservation de la santé de l'utilisateur est effectivement bien au centre des préoccupations concernant la gestion des risques. Dans certains pays, les habitants sont très sensibilisés à la valorisation des eaux grises, principalement dans les régions à fort stress hydrique. Leur perception et acceptation est toutefois très fragile, et toute apparition de problème peut entraîner un rejet définitif. Dans d'autres pays le manque de connaissances ou d'informations induit d'emblée une perception négative de la valorisation des eaux grises, quel que soit l'usage envisagé. Un apport de connaissances quant aux dangers associés à l'utilisation d'eaux grises est donc nécessaire pour bien distinguer le risque perçu et le risque réel, afin de faire évoluer les perceptions en vue d'une meilleure appropriation.

En effet l'utilisation d'eaux grises peut présenter certains dangers du fait de la composition de ces eaux. C'est pourquoi de nombreuses études se sont intéressées à la détermination des performances de traitement de différents procédés (chimiques, biologiques, physiques ou hybrides) afin de qualifier la composition physicochimique et microbiologiques des eaux traitées ainsi produites. Toutefois peu d'études cherchent à caractériser les impacts liés à l'utilisation de ces eaux traitées sur l'environnement et sur l'Homme.

C'est dans l'optique d'approfondir les connaissances sur les risques liés à la réutilisation des eaux grises et en particulier pour l'irrigation d'espaces verts urbains que ce travail de thèse s'inscrit.

Le Chapitre I est consacré à un état de l'art sur le recyclage des eaux domestiques et plus précisément sur les eaux grises. Tout d'abord les caractéristiques des eaux grises sont présentées. Les procédés de traitement des eaux grises mentionnés dans la littérature sont ensuite détaillés et une partie spécifique est consacrée à la présentation du réacteur à lit fluidisé.

Le Chapitre II est dédié à l'optimisation du procédé de traitement retenu, le réacteur à lit fluidisé, qui n'a jamais été développé pour le traitement des eaux grises. De ce fait, le comportement hydrodynamique du réacteur a été caractérisé pour être comparé à celui d'un réacteur idéal ou d'une cascade de réacteurs idéaux. Dans un second temps, les études cinétiques de biodégradation des eaux grises sont développées. Enfin, la combinaison des études hydrodynamiques et cinétiques qui a permis de modéliser la dégradation des eaux grises au sein du réacteur est décrite.

Le Chapitre III présente les performances épuratoires du réacteur à lit fluidisé obtenues au cours d'un suivi à moyen terme. La configuration du réacteur permettant de traiter l'équivalent en eaux grises de salle de bain et de douche d'un ménage moyen est présentée. La filière d'étude ainsi que le protocole de suivi des eaux grises sont détaillés. Par la suite, les caractéristiques des eaux grises brutes et des eaux grises traitées obtenues à partir du réacteur à lit fluidisé sont discutées.

Enfin, le Chapitre IV décrit une analyse de risques liés à la réutilisation des eaux grises traitées pour l'irrigation des espaces verts urbains. Dans un premier temps, la conception des parcelles expérimentales et de la filière d'étude sont décrites. Dans un second temps, l'identification des dangers liés à la réutilisation des eaux grises traitées et les moyens mis en œuvre afin de les établir sont précisés. Enfin, les résultats de l'analyse de risques sont explicités.

CHAPITRE I : ETAT DE L'ART

1. INTRODUCTION

L'objectif de ce chapitre est de définir l'importance du recyclage des eaux grises et de déterminer quel procédé de traitement permet l'obtention d'une qualité d'eaux grises traitées satisfaisante au regard de la réglementation dans le but de les utiliser pour l'irrigation d'espaces verts urbains. Pour y parvenir, un état de l'art portant sur plus de 200 publications, regroupant articles de revues, références normatives ou réglementaires, thèses, livres scientifiques... a été réalisé.

La première partie de ce chapitre vise à établir un état de l'art sur le recyclage des eaux usées domestiques. Dans un premier temps, le cycle de l'eau, la consommation de l'eau potable et ses usages seront présentés. Dans un second temps, la réutilisation des eaux usées sera abordée à partir de ce qui existe dans le secteur industriel, aux réglementations et à la perception des usagers. Dans un troisième temps, les caractéristiques des eaux grises seront exposées. Pour terminer, les méthodologies existantes pour décrire le risque lié à la réutilisation des eaux seront étudiées.

La seconde partie est dédiée aux différents procédés de traitement des eaux grises retrouvés dans la littérature. Les performances épuratoires et les caractéristiques de divers procédés chimiques, physiques, biologiques et hybrides seront détaillées. Etudier les performances des différents procédés de traitement permet de déterminer quel est le mieux adapté pour obtenir la qualité de l'effluent traité désirée.

Enfin, une troisième et dernière partie est dédiée au procédé retenu mettant en œuvre un réacteur à lit fluidisé, communément utilisé pour le traitement des eaux usées mais jamais pour celui des eaux grises.

2. LE RECYCLAGE DES EAUX DOMESTIQUES

2.1 LE CYCLE DE L'EAU

Sur Terre, l'eau est retrouvée sous trois formes différentes : solide dans les glaciers et les montagnes, liquide dans les lacs, océans, rivières ainsi que dans les nappes souterraines et gazeuse dans l'atmosphère. Le cycle de l'eau est défini par un échange continu de l'eau sous ses différentes formes (Figure I-1). Il est composé de quatre processus : le stockage, l'évaporation, les précipitations et l'écoulement. L'eau stockée dans les différents réservoirs (lacs, rivières et océans) s'évapore puis se condense, retombe sous forme de précipitations et ruisselle vers un nouveau réservoir ou s'évapore dans l'atmosphère. Le cycle de l'eau peut donc être considéré comme stationnaire car l'eau perdue (ou gagnée) par un des réservoirs est récupérée (ou donnée) par un autre.

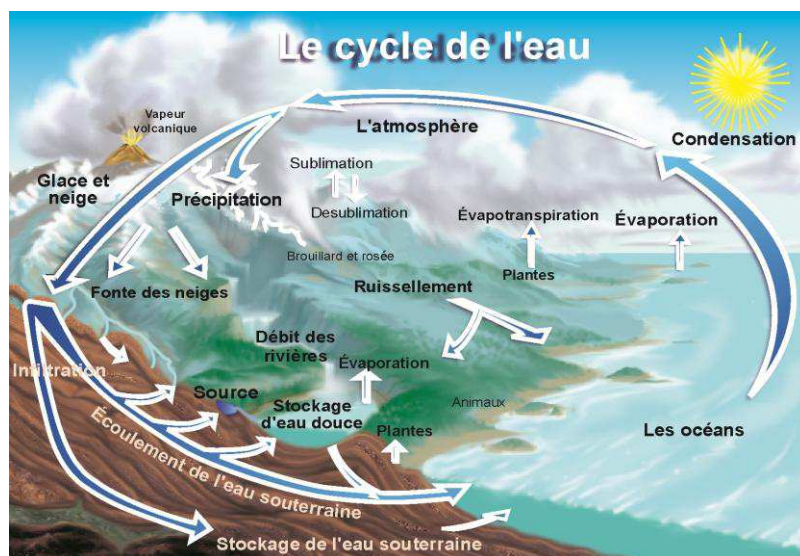


Figure I-1 : Cycle de l'eau d'après Evans et Perlman (2013), www.usgs.gov.

Les réserves en eau de la Terre sont estimées à 1,4 milliard de km^3 (Slutsky et Yen, 1997) dont 97% se trouvent dans les océans. L'ensemble des eaux douces (contenues dans les nappes, les rivières et les glaciers) représente 3% de la quantité totale d'eau présente sur la planète. Toutefois, le volume d'eau douce utilisable par l'homme est de 0,3% de la quantité d'eau présente sur Terre soit 4 millions de km^3 dont la plus grande partie est issue des eaux souterraines.

L'essor démographique et l'urbanisation ont induit un accroissement de la demande en eau potable depuis le début du XX^{ème} siècle, dont l'agriculture et les industries sont les

principaux consommateurs avec près de 90% d'utilisation de la ressource tandis que l'usage domestique représente seulement 10% (Tableau I-1).

Tableau I-1 : Usage de l'eau potable au XX^{ème} siècle en km³.an⁻¹ (et en %) d'après Shiklomanov (1999).

Secteur	Période		
	1900	1950	1995
Agriculture			
- Prélèvement (%)	513 (89)	1124 (83)	2504 (70)
- Consommation (%)	321 (97)	856 (96)	1753 (93)
Industrie			
- Prélèvement (%)	22 (3,5)	182 (13)	752 (20)
- Consommation (%)	5 (1,5)	14 (2)	83 (4)
Eau domestique			
- Prélèvement (%)	44 (7,5)	53 (4)	344 (10)
- Consommation (%)	5 (1,5)	14 (2)	50 (3)
Total			
- Prélèvement	579	1359	3600
- Consommation	331	884	1886

Bien que l'eau soit une ressource abondante, l'eau douce accessible est inégalement répartie sur le globe. L'eau et sa préservation sont donc des enjeux du XXI^{ème} siècle. C'est pourquoi, les réglementations ne cessent d'évoluer et se renforcer afin de préserver la qualité de la ressource.

2.2. FLUX D'EAU

2.2.1. Répartition des usages de l'eau en Europe

L'utilisation de la ressource en eau, qu'elle soit de surface ou souterraine, peut être classée en 4 catégories : urbaine, agricole, industrielle ou pour la production d'énergie (si ces deux dernières sont différenciées). La Figure I-2 présente la répartition de ces différents usages pour 28 pays européens. De fortes variations sont observées. Par exemple, les pays du pourtour méditerranéen (Espagne, Italie, Grèce) présentent une très forte proportion de

consommation d'eau à usage agricole par rapport à d'autres usages, alors que pour les pays du nord de l'Europe (Allemagne, Belgique, France, Pays-Bas), l'utilisation d'eau à des fins de production d'énergie est prépondérante.

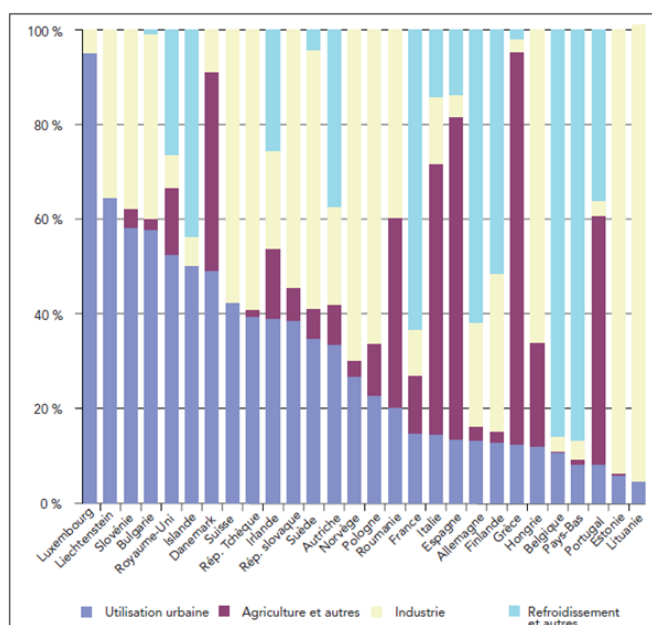


Figure I-2 : Répartition des usages de l'eau dans 28 pays européens (AEE, 1999).

Même si la plupart des eaux utilisées pour le refroidissement est prélevée puis rejetée dans le milieu naturel sans subir de modifications (ce qui est donc favorable au cycle de l'eau), les eaux usées peuvent impacter l'environnement par une augmentation de température du milieu naturel, une pollution par les biocides et une diminution du niveau des cours d'eau en période d'été. Il semble donc que les eaux usées urbaines et industrielles paraissent les plus adaptées à être réutilisées après traitement afin de diminuer l'empreinte environnementale de l'activité anthropique.

2.2.2. Consommation d'eau potable domestique à l'échelle internationale

La Figure I-3 montre les variations de consommation d'eau potable domestique pour certains pays situés en Europe, ainsi qu'en Australie, au Japon, aux Etats-Unis et au Canada.

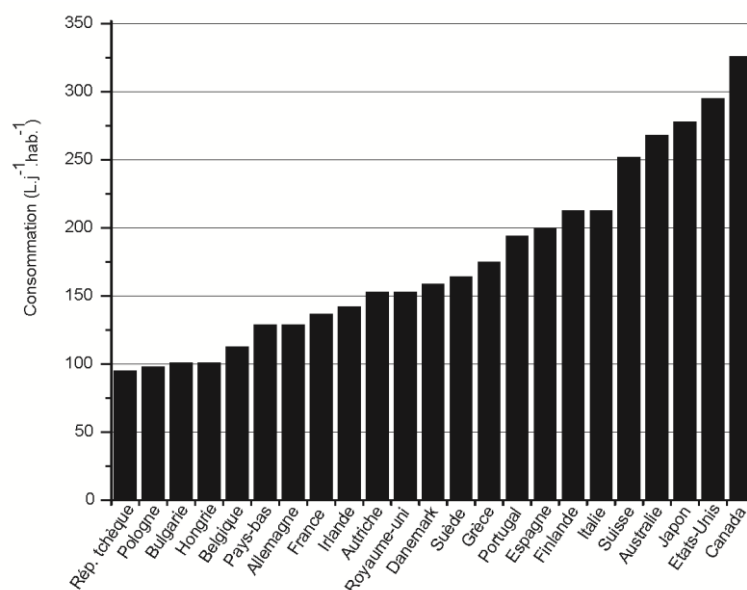


Figure I-3 : Comparaison des consommations d'eau de distribution entre différents pays (Commission européenne, Eurostat 2003).

En Europe, la consommation moyenne d'eau de distribution est de 150 L.j⁻¹.hab⁻¹, avec un minimum de 95 L.j⁻¹.hab⁻¹ pour la République Tchèque et un maximum de 252 L.j⁻¹.hab⁻¹ pour la Suisse. Même si cette quantité semble élevée, cela reste peu comparé aux 295 et 326 L.j⁻¹.hab⁻¹ des Etats-Unis et du Canada. Ces fortes disparités montrent que des efforts peuvent être réalisés afin de diminuer la consommation des ménages.

L'eau distribuée par un réseau public doit satisfaire les normes de potabilité définies par la réglementation de l'Etat pour un usage destiné à la boisson. Or l'usage de l'eau pour la boisson ou la cuisine ne concerne qu'une faible partie de l'eau utilisée chaque jour. Les autres usages domestiques sont l'hygiène corporelle, le lavage (du linge, de la vaisselle et de la voiture) l'irrigation et l'évacuation des excréta. Pour chaque usage, la répartition de la consommation d'eau est assez égale, quel que soit le pays. La Figure I-4 montre la répartition moyenne des consommations d'eau par usage pour l'Australie, le Canada, les Etats-Unis, le Danemark, l'Italie, le Royaume-Uni et la France.



Figure I-4 : Répartition moyenne des consommations d'eau potable par usage domestique dans 7 pays industrialisés (CIEau, 2012 ; Donner *et al.*, 2010 ; NSW government, 2008 ; US EPA, 2004 ; Haider et Rasid, 2002 ; Failla *et al.*, 2001).

La plus grande partie de l'eau potable est utilisée pour l'hygiène corporelle (34%) et pour l'évacuation des excréta (29%). Ensuite 16% et 11% sont utilisés respectivement pour le lavage du linge et les usages extérieurs (lavage de véhicule, irrigation). Il y a seulement 7% de l'eau potable qui est utilisé pour boire et cuisiner.

La réutilisation des eaux usées dans les toilettes ainsi que pour l'irrigation de jardin permettrait de réduire de 29 à 40% la consommation d'eau potable selon les pays (Maimon *et al.*, 2012 ; Jefferson *et al.*, 2004). Or, aujourd'hui, seulement 5% des eaux usées traitées sont réutilisées (Global Water Intelligence, 2005) car malgré les préceptes de développement durable actuels, le principe de précaution semble l'emporter sur la valorisation des eaux usées, notamment par manque de connaissances des risques liés à leur réutilisation.

2.2.3. L'usage de l'eau potable domestique en France

Un français consomme en moyenne 137 L.j^{-1} d'eau pour ses différents usages domestiques. La Figure I-5 illustre la répartition de la consommation domestique de l'eau potable en France (CIEau, 2012).



Figure I-5 : Répartition moyenne des consommations d'eau potable par usage domestique en France (CIEau, 2012).

Les eaux présentant le plus grand flux quotidien sont les eaux de salle de bain avec 39% des consommations journalières, puis les eaux utilisées dans les toilettes (20%), communément appelées eaux noires ou eaux vannes, et les eaux de machine à laver (12%). Suivent les eaux utilisées pour les usages extérieurs (12%) et celles provenant des évier et lave-vaisselles (10%). Enfin, les plus faibles proportions (7%) sont utilisées pour cuisiner (6%) et comme eau de boisson (1%).

Les eaux usées domestiques de salle de bain, de machine à laver, d'évier et de lave-vaisselle sont aussi appelées eaux grises (par analogie aux eaux noires), et représentent 61% de la consommation journalière en eau. Elles peuvent donc être une bonne source de valorisation pour une utilisation extérieure (par exemple pour l'arrosage des espaces verts ou le lavage de véhicule), et en intérieur pour les chasses d'eau de toilettes car elles sont généralement exemptes de matières fécales (Liu *et al.*, 2010). Ces utilisations permettraient de réduire de 32% la consommation d'eau potable en France. Il est possible de distinguer les eaux grises légères, constituées des eaux de salle de bain (lavabo, douche, bain) ainsi que des eaux de machine à laver, et les eaux grises dures, constituées des eaux de cuisine et de lave-vaisselle (Birks et Hills, 2007).

Afin de préserver la ressource hydrique, la recherche de solutions alternatives est nécessaire. La récupération et l'utilisation des eaux de pluie ou la valorisation des eaux usées semblent être de bonnes solutions afin de diminuer la demande en eau potable.

2.3. RECUPERATION ET UTILISATION DES EAUX DE PLUIE

L'utilisation de l'eau de pluie pourrait permettre de combler, ou tout au moins diminuer, le pourcentage de la demande en eau domestique. Une étude effectuée en Irlande indique que l'utilisation de l'eau de pluie pourrait diminuer jusqu'à 92% les besoins en eau potable pour les usages domestiques (Li *et al.*, 2010). Depuis de nombreuses années, l'eau de pluie est utilisée pour différentes applications. Par exemple, au Japon et en Belgique, elle est utilisée dans les toilettes pour l'évacuation des excréta (Rosillon *et al.*, 2010 ; Zaizen *et al.*, 2000), tandis qu'en Australie et en Nouvelle-Zélande elle représente une source d'eau potable notamment pour les populations isolées (Simmons *et al.*, 2001). Parfois en Australie, la population préfère boire l'eau de pluie plutôt que l'eau provenant du réseau public de distribution sans se soucier des risques potentiels dus aux microorganismes. Ainsi, 42% de la population préfèrent boire l'eau de pluie (plutôt que l'eau du réseau) sans toutefois montrer des signes de maladie. En effet, selon Abbott *et al.* (2006) il semblerait que la population ait développé une certaine immunité. De plus, lors d'un sondage, seulement 5% de la population australienne considéraient qu'il pouvait exister un risque de maladies dû à la récupération d'eau de pluie (Australian Government Department of Health, 2004) et par conséquent ne l'utilisait que pour des usages domestiques.

De même en Jordanie, la population préfère boire l'eau de pluie provenant de citernes de récupération (même sans la filtrer) plutôt que l'eau du réseau et seulement 30% des habitants utilisent une méthode de traitement pour la filtrer (Abdulla et Al-Shareef, 2009). Dans une étude effectuée à Singapour, il apparaît que l'eau de pluie peut être utilisée sans risques pour des usages non alimentaires tels que les toilettes, l'arrosage du jardin, le lavage des voitures (Appan, 2000). De même une étude française (Croum et De Gouvello, 2003) a montré que l'eau de pluie respecte les normes de qualité d'eau de baignade définies dans la directive européenne 2006/7/CE. Cependant, il est à noter que l'utilisation de l'eau de pluie dans les toilettes pour l'évacuation des excréta tend à augmenter la diversité et le nombre d'organismes pathogènes dans la chasse d'eau (Albrechtsen, 2002) alors que ces mêmes microorganismes ne sont pas présents lors d'utilisation de l'eau du réseau.

Cependant, il y a de grandes différences de précipitations entre les parties continentales et océaniques du globe. Seulement 20% des précipitations mondiales retombent sur les continents qui représentent eux-mêmes 29% de la surface du globe (Perrier et Tuzet, 2005). De plus, la répartition de ces précipitations est inégale du fait des différences de climat et de

relief. Par exemple en Asie, il y a de fortes précipitations dues aux moussons alors que dans le désert du Sahara, elles sont quasi inexistantes. L'eau de pluie est donc une ressource alternative à l'eau potable mais elle n'est pas une ressource constante. Elle peut donc être utilisée en complément d'autres ressources plus constantes comme les eaux usées qui sont produites quotidiennement.

2.4. REUTILISATION DES EAUX USEES

2.4.1. Réutilisation de l'eau dans les industries

L'eau est utilisée dans de nombreuses applications industrielles, comme fluide caloporteur pour la production de chaleur et le refroidissement ou comme fluide de lavage, de nettoyage et de procédés. Afin d'optimiser les quantités d'eau utilisées et diminuer les consommations, et par conséquent les coûts, les industries ont mis en place des recyclages (l'eau est utilisée après traitement pour le même usage) ou des réutilisations (une eau de qualité dite usée pour un type d'usage peut suffire pour un autre). Toutefois, ces usages variés sont à l'origine de perte de matières entraînant une dégradation de la qualité de l'eau et constituent les eaux résiduaires industrielles qu'il est nécessaire de traiter. La réutilisation des eaux industrielles est devenue depuis de nombreuses années une opération de routine dans de nombreuses industries (DeBoer et Linstedt, 1985). Elle est nécessaire par la grande consommation en eau des industries et bénéfique car elle permet de diminuer les coûts de consommation d'eau potable.

Les effluents industriels sont très variés d'un secteur à un autre et de ce fait les traitements aussi. Le degré de traitement requis varie en fonction de la réutilisation et des exigences de qualité (Tay et Jeyaseelan, 1995). Par exemple, un simple dégrillage des eaux usées peut suffire pour certaines eaux industrielles destinées au transport de matières ou au refroidissement alors que pour les industries agroalimentaires, l'eau se doit d'être de qualité potable dans la quasi-totalité des opérations et requiert donc des traitements plus complexes. De plus, la réutilisation des eaux usées industrielles peut induire entartrage, corrosion, développement bactérien ou encrassement qui peuvent avoir un impact sur le procédé et modifier la qualité du produit.

Dans l'industrie textile, les procédés physicochimiques et les procédés biologiques sont souvent employés pour le traitement des eaux usées. Les premiers permettent de diminuer les

matières colloïdales et dissoutes ainsi que la couleur mais sont assez coûteux en produits chimiques et peu efficaces au niveau de la demande chimique en oxygène (DCO). Les seconds sont efficaces afin de réduire la charge organique mais ne permettent pas d'éliminer la couleur et la salinité des eaux (Gozálvez-Zafrilla *et al.*, 2008). Les procédés membranaires sont donc de plus en plus utilisés, en parallèle de procédés biologiques ou physicochimiques. Bes-Piá *et al.* (2002) ont pu obtenir un effluent ne contenant pas de DCO en utilisant la nanofiltration. En Allemagne, un bioréacteur à membrane alliant boues activées et ultrafiltration membranaire a permis de réutiliser 60% des eaux usées (Lahnsteiner et Klegraf, 2005).

Dans l'industrie papetière, la qualité du produit final dépend de la qualité de l'eau utilisée. Les impuretés présentes dans les eaux résiduaires peuvent modifier la qualité du papier, ainsi meilleure est la qualité de l'eau, meilleure est la qualité du papier (Möbius et Helble, 2004). Les procédés à boues activées ont longtemps été utilisés pour traiter les effluents mais la qualité des eaux traitées n'était pas assez élevée pour les réutiliser directement dans le procédé de fabrication du papier de qualité (Hamm et Schabel, 2007). Les eaux traitées étaient donc réutilisées pour d'autres applications comme le papier d'emballage ou subissaient un autre traitement physique ou chimique. Fontanier *et al.* (2005) ont montré que l'utilisation des eaux usées traitées par un procédé biologique augmente la concentration des impuretés dans l'eau et donc diminue la qualité du papier au fur et à mesure du recyclage. Afin d'obtenir un effluent de qualité supérieure, les procédés membranaires sont souvent alliés aux procédés biologiques. Par exemple en Allemagne, un bioréacteur à membrane composé de boues activées et d'une membrane de nanofiltration a permis une économie d'eau de 84% (Mänttari *et al.*, 2008). En Italie, une microfiltration alliée à une osmose inverse a permis de récupérer 80% des eaux résiduaires (Pizzichini *et al.*, 2005).

En brasserie, les eaux usées nécessitent souvent un traitement avant leur rejet dans les réseaux d'eaux usées urbains afin de satisfaire les normes de qualité des rejets. C'est pourquoi, les brasseries disposent de leur propre procédé de traitement afin de réutiliser les eaux usées (Simate *et al.*, 2011). Les méthodes séparatives, coagulation/floculation ou centrifugation, sont souvent incomplètes au niveau des matières organiques (notamment la DCO), les coûts d'exploitation sont élevés et les installations demandent énormément de place. Les procédés biologiques sont souvent appliqués (lagunes, marais artificiels, boues activées...) et permettent une élimination des matières organiques. Cependant, un traitement secondaire voire tertiaire est nécessaire avant de pouvoir réutiliser les eaux. Les procédés membranaires

(bioréacteur à membrane, nanofiltration et osmose inverse) sont donc souvent préférés car ils permettent une élimination pouvant atteindre 100% de la DCO (Madaeni et Mansourpanah, 2006).

Si le traitement est poussé à l'extrême, il est possible d'atteindre le rejet zéro. Cependant, le coût de production de ces eaux peut s'avérer prohibitif et largement dépasser le prix de l'eau fournie par les services d'adduction d'eau potable. Il est donc nécessaire de fixer la qualité d'eau souhaitée (ou nécessaire au procédé), d'étudier le traitement permettant d'obtenir cette qualité et les coûts de fonctionnement afin d'évaluer la rentabilité de la filière de valorisation.

La réutilisation des eaux usées industrielles est bien établie et les évolutions technologiques permettent de réduire de plus en plus leurs rejets et leurs consommations d'eau potable. Il est donc intéressant d'orienter la recherche de solutions alternatives vers les eaux usées domestiques car c'est une ressource quotidiennement produite et potentiellement valorisable.

Il est également important de définir une qualité d'eau traitée qui permette à l'utilisateur de les utiliser sans risques. Il est donc nécessaire de mettre en place une réglementation et/ou législation afin de pouvoir réutiliser les eaux usées, en fonction de l'usage souhaité ou de la qualité obtenue après le traitement.

2.4.2. Réglementations et recommandations internationales sur l'utilisation d'eaux usées domestiques traitées

Il est nécessaire de connaître les valeurs guides et réglementaires en vigueur en France et dans les autres pays afin de pouvoir fixer les objectifs de qualité d'eaux traitées à atteindre dans cette étude. Les différentes réglementations déjà en vigueur sont adaptatives et l'usage des eaux usées traitées varie en fonction des performances de traitement.

Le Tableau I-2 présente le type d'eau valorisée ainsi que les valeurs réglementaires ou normatives exigées ou préconisées en fonction du type d'usage extérieur envisagé pour la réutilisation de ces eaux pour différents pays du monde. L'Espagne, la Jordanie, le Royaume-Uni et l'Italie ont ainsi fixé des valeurs seuils pour certains critères physicochimiques et microbiologiques afin de pouvoir réutiliser les eaux usées pour

l'irrigation agricole. D'autres pays comme le Japon et les Etats-Unis préfèrent se limiter à une utilisation pour l'irrigation domestique, la protection incendie voire le lavage de véhicule.

Les pays ayant établi des réglementations ou bien des documents normatifs sur la réutilisation d'eaux usées traitées ou plus spécifiquement d'eaux grises, ont défini des critères de qualité d'eau à respecter en fonction des usages. Ces critères sont principalement basés sur les paramètres suivants : Demande Biochimique en Oxygène pour 5 jours (DBO_5), Matières En Suspension (MES), pH et turbidité pour la qualité physicochimique, et coliformes totaux, fécaux et *E. coli* pour la qualité microbiologique.

Il est important de souligner que le choix des paramètres, ainsi que des valeurs seuils associées, est très hétérogène en fonction des pays voire opposé. Par exemple en Jordanie, lorsque les eaux usées traitées peuvent être utilisées pour l'irrigation agricole de cultures destinées à être consommées crues, les critères sont les plus drastiques. La DBO_5 , les MES et *E. coli* sont respectivement fixées à $30 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et $100 \text{ UFC}\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ pour l'irrigation de cultures alors que pour l'irrigation domestique ces mêmes paramètres sont fixés à $200 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, $150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et $1000 \text{ UFC}\cdot 100 \text{ mL}^{-1}$. Cette tendance est inversée pour l'Espagne qui ne préconise pas de limite pour la turbidité et $35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ pour les MES lorsque les eaux usées traitées sont utilisées pour l'irrigation de cultures destinées à être consommées crues alors que pour l'irrigation domestique, les seuils sont respectivement fixés à 2 NTU et $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Des différences sont aussi relevées en fonction des pays pour un même type d'usage. L'Espagne s'est essentiellement basée sur les paramètres microbiologiques (nématodes, *E. coli* et *Legionella* spp.) et n'a retenu que les MES et la turbidité comme paramètres physicochimiques. La Tunisie, à l'inverse, n'a retenu aucun paramètre microbiologique et s'est fixé le pH, la DBO_5 , les MES, la DCO, le Bore et le Fluor comme paramètres physicochimiques.

Il est toutefois possible d'observer quelques similitudes dans le choix des critères, des seuils et des usages. Par exemple, les seuils fixés pour la DBO_5 et le pH par le Japon, les Etats-Unis et la Tunisie sont assez proches pour l'irrigation domestique. Le pH est fixé entre 5,8 et 9 tandis que la DBO_5 est de $10 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ pour les deux premiers et de $30 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ pour la Tunisie.

S'il n'existe pas de réglementation française sur la réutilisation des eaux grises, les pays précurseurs de leurs valorisations, tel que l'Afrique du Sud ou le Japon, n'ont pas établi, à ce jour, de réglementation. Par contre, d'autres pays comme le Royaume-Uni et certains Etats de l'Australie ont fixé une réglementation permettant l'utilisation des eaux grises pour l'irrigation, les toilettes, le lavage du linge, ainsi que le lavage des voitures pour l'Angleterre (BSI, 2010 ; EPA Victoria, 2013 ; US EPA, 2004). De nombreux pays ont ainsi réglementé l'utilisation d'eaux usées traitées pour différents usages, généralement avec pour objectif une préservation des ressources en eau tout en garantissant la sécurité sanitaire des utilisateurs.

Tableau I-2 : Critères de qualité d'eau et valeurs seuils définis par différents pays/organisations en fonction des usages envisagés pour la réutilisation.

Pays, Etats, Organisation	Type d'eau	Usages et valeurs seuils						Références
		Irrigation agricole ou urbaine		Irrigation Domestique		Divers		
		Fruits ou légumes destinés à être consommés crus	Autres irrigations, arbres, parcs, espaces verts, nettoyage de rue	Surfacique	Souterraine	Protection incendie	Lavage de véhicule	
Japon (G)	Eaux usées traitées	-		pH : 5.8 – 8.6		<i>E. coli</i> : N.D	-	Tajima <i>et al.</i> 2007
				DBO ₅ < 10 mg.L ⁻¹				
				DCO < 100 mg.L ⁻¹				
				Cl libre > 0,1 mg.L ⁻¹		Cl libre > 0,1 mg.L ⁻¹		
				<i>E. coli</i> < 1000 UFC.100 mL ⁻¹				
USA (G)	Eaux usées traitées	-		pH : 6 - 9		pH : 6 - 9		US EPA 2004
				DBO ₅ < 10 mg.L ⁻¹		DBO ₅ < 10 mg.L ⁻¹		
				Turbidité < 2 NTU		Turbidité < 2 NTU		
				CT : 0 UFC.100 mL ⁻¹		CT : 0 UFC.100 mL ⁻¹		
				Cl libre > 1 mg.L ⁻¹		Cl libre > 1 mg.L ⁻¹		
Jordanie (R)	Eaux usées traitées	pH : 6,5-9	pH : 6,5 - 9	pH : 6,5 - 9		-	-	Jordanian Standard 2006
		DBO ₅ < 30 mg.L ⁻¹	DBO ₅ < 200 mg.L ⁻¹	DBO ₅ <200 mg.L ⁻¹				
		MES < 50 mg.L ⁻¹	MES < 150 mg.L ⁻¹	MES <150 mg.L ⁻¹				
		DCO < 100 mg.L ⁻¹	DCO < 500 mg.L ⁻¹	DCO < 500 mg.L ⁻¹				
		Turbidité : 10 NTU	Turbidité : pas de limite	Turbidité : pas de limite				
		Helminthes <1 oeuf.L ⁻¹		Helminthes < 1 oeuf.L ⁻¹				
		<i>E. coli</i> : 100 UFC.100 mL ⁻¹		<i>E. coli</i> : 1000 UFC.100 mL ⁻¹				
Tunisie (R)	Eaux usées traitées	-		pH : 6,5 - 8,5		-	-	Tunisian Standard 1989
				DBO ₅ < 30 mg.L ⁻¹				
				MES < 30 mg.L ⁻¹				
				DCO < 90 mg.L ⁻¹				
				Bore < 3 mg.L ⁻¹				
				Fluor < 3 mg.L ⁻¹				
Espagne(R)	Eaux usées traitées	Nématodes intestinaux : 1 œuf.10 L ⁻¹		Nématodes intestinaux : 1 œuf.10 L ⁻¹		Nématodes intestinaux : 1 œuf.10 L ⁻¹		Ministerio de la presidencia, 2007
		<i>E. coli</i> < 100 UFC.100 mL ⁻¹	<i>E. coli</i> < 100 UFC.100 mL ⁻¹	<i>E. coli</i> < 0 UFC.100 mL ⁻¹	<i>E. coli</i> < 200 UFC.100 mL ⁻¹	<i>E. coli</i> < 200 UFC.100 mL ⁻¹		
		MES < 35 mg.L ⁻¹	MES < 20 mg.L ⁻¹	MES < 10 mg.L ⁻¹	MES < 20 mg.L ⁻¹	MES < 20 mg.L ⁻¹		
		Turbidité : pas de limite	Turbidité < 10 NTU	Turbidité < 2NTU	Turbidité < 10 NTU	Turbidité < 10 NTU		
		<i>Legionella</i> spp. : 100 UFC.L ⁻¹		<i>Legionella</i> spp. : 100 UFC.L ⁻¹		<i>Legionella</i> spp. : 100 UFC.L ⁻¹	<i>Legionella</i> spp. : 100 UFC.L ⁻¹	

(G) : Guide ; (R) : Réglementation N.D : Non détecté ; C.T : Coliformes totaux ; Ent. : Entérocoques intestinaux

Tableau I-2 (suite) : Critères de qualité d'eau et valeurs seuils définis par différents pays/organisations en fonction des usages envisagés pour la réutilisation.

Pays, Etats, Organisation		Type d'eau	Usages et valeurs seuils					Références	
			Irrigation agricole ou urbaine		Irrigation Domestique		Divers		
			Fruits ou légumes destinés à être consommés crus	Autres irrigations, arbres, parcs, espaces verts, nettoyage de rue	Surfacique	Souterraine	Protection incendie		Lavage de véhicule
Italie (R)	Eaux usées traitées	-	pH : 6-9,5	-	-	pH : 6-9,5	-	Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio 2006	
			MES < 10 mg.L ⁻¹			MES < 10 mg.L ⁻¹			
			DBO ₅ < 20 mg.L ⁻¹			DBO ₅ < 20 mg.L ⁻¹			
			DCO < 100 mg.L ⁻¹			DCO < 100 mg.L ⁻¹			
			Ptot < 2 mg.L ⁻¹			Ptot < 2 mg.L ⁻¹			
			Ntot < 15 mg.L ⁻¹			Ntot < 15 mg.L ⁻¹			
			NH ₄ ⁺ < 2 mg.L ⁻¹			NH ₄ ⁺ < 2 mg.L ⁻¹			
			Tensioactifs < 0,5 mg.L ⁻¹			Tensioactifs < 0,5 mg.L ⁻¹			
			<i>E. coli</i> : 10 UFC.100 mL ⁻¹			<i>E. coli</i> : 10 UFC.100 mL ⁻¹			
			Salmonelle : absence			Salmonelle : absence			
Organisation Mondiale de la Santé (OMS) (G)		Eaux grises traitées	DBO ₅ < 240 mg.L ⁻¹	DBO ₅ < 20 mg.L ⁻¹	-		DBO ₅ < 10 mg.L ⁻¹	Organisation mondiale de la santé 2006	
			MES < 140 mg.L ⁻¹	MES < 20 mg.L ⁻¹	-		MES < 10 mg.L ⁻¹		
			CT < 1000 UFC.100 mL ⁻¹	CT < 200 UFC.100 mL ⁻¹	-		CT < 10 UFC.100 mL ⁻¹		
AUSTRALIE (G)	Victoria	Eaux grises traitées	-	DBO ₅ < 10 mg.L ⁻¹		-	-	EPA Victoria, 2013	
	Nouvelles Galles du Sud (NSW)	Eaux grises traitées		MES < 10 mg.L ⁻¹					
				CT < 10 UFC.100 mL ⁻¹	-				
				DBO ₅ <20 mg.L ⁻¹		-	-	NSW government, 2008	
				MES <30 mg.L ⁻¹					
				CT < 30 UFC.100 mL ⁻¹	-				
				0.2 < Cl libre < 2.0 mg.L ⁻¹	-				
Royaume-Uni (R)		Eaux grises traitées	-	pH : 5-9,5	pH : 5-9,5			pH : 5-9,5	BSI British Standard 2010
				Cl libre < 2 mg.L ⁻¹	Cl libre < 0,5 mg.L ⁻¹			Cl libre < 2 mg.L ⁻¹	
				Br. libre : 0,0 mg.L ⁻¹	Br. libre : 0,0 mg.L ⁻¹			Br. libre : 0,0 mg.L ⁻¹	
				Turbidité < 10 NTU	Turbidité : N.C			Turbidité < 10 NTU	
				<i>E. coli</i> : N.D	<i>E. coli</i> : 250 UFC.100 mL ⁻¹			<i>E. coli</i> : N.D	
				ENT : N.D	ENT < 100 UFC.100 mL ⁻¹			ENT : N.D	
				<i>Legionella pneumophila</i> : 10 UFC.100 mL ⁻¹	<i>Legionella pneumophila</i> : N.D			<i>Legionella pneumophila</i> : < 10 UFC.100 mL ⁻¹	
				CT < 10 UFC.100 mL ⁻¹	CT < 1000 UFC.100 mL ⁻¹			CT < 10 UFC.100 mL ⁻¹	

(G) : Guide ; (R) : Réglementation N.D : Non détecté ; C.T : Coliformes totaux ; Ent. : Entérocoques intestinaux

2.4.3. Réglementation française

Le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) a élaboré en 1991 les premières recommandations, à partir de celles de l'OMS, pour l'utilisation d'eaux usées épurées (Tableau I-3).

Tableau I-3 : Recommandations simplifiées concernant l'utilisation d'eaux usées épurées (CSHPF, 1991).

Niveau sanitaire	Conditions de réutilisation	Paramètres microbiologiques		Commentaires
		Œufs d'helminthes (ténia, ascaris) (nombre.L ⁻¹)	Coliformes thermotolérants (nombre.100 mL ⁻¹)	
A	Irrigation des cultures consommées crues	< 1	<1000	Technique d'irrigation limitant le mouillage des fruits et légumes
	Terrains de sport et jardins publics ouverts au public			Irrigation par aspersion en dehors des heures d'ouverture ; Distance > 100 m des habitations Les terrains de sport concernés sont ceux utilisés plusieurs semaines après l'arrosage
B	Irrigation par aspersion des cultures, prairies pâtures et d'espaces verts inaccessibles au public	< 1	aucune contrainte	Distance > 100 m des habitations ; Écrans pour les aérosols ; Protection du personnel d'exploitation
C	Irrigation souterraine ou localisée des cultures de la catégorie B et des espaces verts non ouverts au public	aucune contrainte	aucune contrainte	Épuration préalable pour éviter le colmatage

Ces recommandations visent à protéger la santé des professionnels en contact avec les eaux épurées, les consommateurs de produits irrigués avec ces eaux et les populations vivant autour des zones irriguées. Cependant, les conditions de distance, 100 m entre l'espace vert irrigué et les habitations, ainsi que la restriction d'arrosage aux heures hors période de fréquentation du public, ont limité la possibilité d'utiliser ces eaux.

Depuis 2010, l'arrêté "relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts" fixe une réglementation. Elle se base sur le niveau de qualité sanitaire des eaux usées, l'usage souhaité, ainsi que des contraintes de distance, ces deux derniers étant fonction de la qualité des eaux traitées obtenues.

La parution de cet arrêté montre une nouvelle évolution de la position française en matière d'utilisation d'eaux alternatives à l'eau potable et est sans doute l'esquisse de nouvelles réglementations. Six paramètres de suivi de la qualité des eaux traitées ont été choisis et selon leur concentration, le niveau de qualité sanitaire varie. Il existe quatre niveaux de qualité : A, B, C et D, ce dernier étant le niveau dont la qualité de l'eau est la plus faible (Tableau I-4).

Tableau I-4 : Niveaux de qualité sanitaire des eaux usées traitées définis dans l'arrêté du 2 août 2010.

Paramètres	Niveaux de qualité sanitaire			
	A	B	C	D
MES (mg.L ⁻¹)	<15	Conforme à la réglementation des rejets d'eaux usées traitées pour l'exutoire de la station hors période d'irrigation		
DCO (mg O ₂ .L ⁻¹)	<60			
Entérocoques fécaux (abattement en log)	≥4	≥3	≥2	≥2
Phages ARN F-spécifiques (abattement en log)	≥4	≥3	≥2	≥2
Spoires de bactéries anaérobies sulfitoréductrices (abattement en log)	≥4	≥3	≥2	≥2
<i>E. coli</i> (UFC.100 mL ⁻¹)	≤250	≤10000	≤10000	-

Ainsi, si le traitement permet l'obtention d'une eau de qualité A, il sera possible d'utiliser ces eaux pour une culture destinée à l'alimentation sans que la culture subisse un traitement thermique. Ces paramètres constituent la seule réglementation sur laquelle il est nécessaire de se baser.

Toutefois, des propositions de loi ont été déposées en avril 2008, octobre 2011, octobre 2012 et plus récemment en mai 2013 devant l'Assemblée Nationale visant à autoriser les installations de récupération et de traitement des eaux grises ou à instaurer un crédit d'impôt sur l'achat et l'installation de ces systèmes. Ces propositions sont restées sans suite jusqu'à présent. Toutefois l'instauration de ces nouvelles pratiques induit des questions vis-à-vis des habitudes des usagers amenés à utiliser ces eaux et de leur acceptabilité.

2.4.4. Perception des usagers vis-à-vis de l'utilisation d'eaux usées traitées

De nombreuses études portent sur la perception des usagers vis-à-vis de l'utilisation d'eaux usées traitées (Carr *et al.*, 2011 ; Mojid *et al.*, 2010 ; Menegaki *et al.*, 2007 ; Baggett *et al.*, 2006 ; Friedler *et al.*, 2006b ; Hartley, 2006) et certaines portent sur l'utilisation d'eaux grises (Domènech et Saurí 2010 ; Ryan *et al.*, 2009). Dans les régions arides où le manque d'eau est récurrent, la réutilisation des eaux usées est une pratique courante, par exemple en Jordanie (Jayyousi-Al, 2004), en Israël (Friedler et Hadari, 2006), en Espagne (March *et al.*, 2004) et en Australie (Dillon, 2000).

Une première remarque concerne l'usage des termes eau grise/eau usée/eau épurée. Les auteurs utilisent souvent les trois termes sans différenciation et ce mauvais usage peut jouer un rôle dans la perception des usagers et dans leur interprétation des risques. En effet, Carr *et al.* (2011) et Menegaki *et al.* (2007) ont remarqué que l'expression choisie pour qualifier les eaux traitées est importante. Ainsi, les usagers accepteraient plus facilement l'utilisation d'une eau recyclée plutôt qu'une eau usée traitée, même si le terme désigne la même eau (Chen *et al.*, 2013).

Les études montrent que la perception négative de la valorisation des eaux usées traitées est due à un manque d'information. Changer la perception des usagers vis-à-vis des risques et du potentiel de valorisation pourrait permettre de faire changer leur état d'esprit vers une acceptation de l'utilisation des eaux usées traitées car si les utilisateurs rejettent l'usage de ces dernières, c'est en partie dû à la possibilité d'en absorber et d'être contaminé.

Baggett *et al.* (2006) ont étudié la perception des risques de la réutilisation des eaux usées selon les classes de population (chercheurs, familles, chefs d'entreprise...). Dans tous les cas, le risque le plus perçu par le public est la détérioration et la contamination de l'environnement. Hartley (2006) indique que les informations, le contexte local et l'éducation sont des points importants dans la perception de la réutilisation des eaux usées traitées. Ainsi, si un pays ou une ville souffre d'un manque d'accès à l'eau potable, les usagers vont avoir tendance à les valoriser. Cependant, la perception du public est très vulnérable et si un problème apparaît, la vision des usagers change rapidement et ils ne souhaitent plus utiliser ces eaux (Domènech et Saurí, 2010).

Les usagers ont tendance à devenir moins favorables à la valorisation des eaux usées lorsque l'usage devient physiquement proche (Toze, 2006). Ainsi, les personnes sondées ont indiqué qu'elles les utiliseraient d'abord pour l'irrigation du jardin, puis pour les toilettes, le lavage des voitures et enfin pour laver le linge (Muthukumaran *et al.*, 2011). Cette tendance indique une certaine volonté de réutiliser les eaux traitées mais aussi un manque de connaissance vis-à-vis des risques sanitaires et environnementaux. Boyjoo *et al.* (2013) indiquent que les médias doivent jouer un rôle afin d'informer le public sur les avantages de la réutilisation des eaux usées. De plus, des installations pilotes, ouvertes au public, pourraient être fabriquées afin de montrer l'intérêt du recyclage des eaux (Po *et al.*, 2003).

Carr *et al.* (2011) ont observé que les usagers utilisant des eaux usées traitées essayaient d'éviter le contact direct et que, si toutefois il y avait un contact, certains lavaient immédiatement leurs vêtements. Même si cette dernière observation semble disproportionnée, elle montre le manque d'information sur les risques sanitaires engendrés par l'utilisation d'eau usée traitée.

Un autre facteur décisif dans l'utilisation d'eau usée traitée est le coût. Ainsi, les études réalisées avec des usagers, tels que les agriculteurs, montrent qu'ils utilisent des eaux usées traitées pour irriguer leurs champs afin de faire des économies d'eau (Mojid *et al.*, 2010). Ces mêmes usagers indiquent qu'ils préféreraient utiliser de l'eau potable plutôt que des eaux usées traitées mais que les coûts les obligent à se tourner vers la valorisation des eaux usées.

Enfin, un risque souvent évoqué est le "toilet to tap", littéralement des toilettes au robinet (Menegaki *et al.*, 2009). Les personnes sondées indiquent l'éventualité d'une absorption d'eaux usées sans le savoir au lieu de l'eau potable, due à une interconnexion au niveau des canalisations. C'est pourquoi en France, les réseaux contenant des qualités d'eaux distinctes doivent être équipés de dispositifs de disconnexion appropriés pour éviter ce "toilet to tap" (Journal officiel de la république française, 2010).

2.4.5. Protection des réseaux

Afin d'éviter le "toilet to tap" fréquemment suggéré par les personnes sondées, il est nécessaire de mettre en place des réseaux séparatifs entre les eaux usées traitées et l'eau potable domestique ainsi que des équipements de protection de ces réseaux. A ce niveau, il existe déjà une référence normative en vigueur. En effet, la norme européenne NF EN 1717 (2001) définit les dispositifs à mettre en œuvre afin de protéger les réseaux intérieurs en fonction de la catégorie du fluide qui pourrait être en contact avec de l'eau potable. Les eaux grises sont considérées comme un fluide de catégorie 5 : c'est-à-dire un "fluide présentant un danger pour la santé humaine en raison de la présence d'éléments microbiologiques ou viraux".

Au cours de son transport dans le réseau de distribution, l'eau potable subit des variations de pression et de débit. Ces variations peuvent entraîner une inversion du sens normal de circulation sous l'effet de chute de pression ou de refoulement en aval (contrepression). Ces phénomènes sont appelés retours d'eau. Il y a alors un risque d'introduction dans le réseau de substances indésirables pouvant être toxiques ou contenir des microorganismes. Afin d'éviter ces phénomènes, des dispositifs de protection de type AA, AB ou AD (respectivement par surverse totale, par surverse avec trop plein non circulaire et par surverse par injecteur) doivent être installés pour les fluides de catégorie 5 tels que les eaux grises ou l'eau de pluie. Ces dispositifs permettent d'éviter tout contact physique entre l'eau potable et les fluides de catégorie 5.

2.5. VALORISATION DES EAUX GRISES

Dans un réseau domestique, il n'existe généralement pas de séparation entre les eaux grises dures, légères et les eaux noires. Cependant, les eaux grises dures sont souvent séparées des eaux grises légères dans les études à cause de leurs contaminations plus élevées, ce qui rend leurs traitements plus difficiles (Revitt *et al.*, 2011). En effet, les eaux de cuisine présentent une charge organique élevée, due aux graisses, aux huiles et aux restes alimentaires. C'est pourquoi certains les considèrent comme des eaux noires et les excluent de leurs travaux (Ludwig, 2000).

La Figure I-5 (paragraphe 2.2.3) montre que les eaux grises légères représentent le plus grand flux produit quotidiennement. Ce sont donc celles-ci qui représentent le meilleur potentiel de valorisation à l'échelle domestique. Toutefois, les quantités d'eaux grises produites par jour et par habitant dépendent de nombreux facteurs (mode de vie, localisation géographique, saison...). C'est pourquoi les flux d'eaux grises dans les bâtiments sont différents d'un habitant à l'autre, d'une région à une autre et d'un pays à l'autre (Hernández Leal *et al.*, 2007 ; Eriksson *et al.*, 2002). Si la quantité d'eaux grises produite est différente selon le mode de vie des habitants, leurs qualités présentent aussi beaucoup de variations.

2.5.1. Compositions physicochimique et microbiologique des eaux grises

Parmi les études portant sur les eaux grises, certaines ont été réalisées afin d'estimer la quantité d'eau potable pouvant être économisée si les eaux grises sont valorisées. D'autres se sont focalisées sur la qualité obtenue lors de leur stockage, avant ou après leur traitement ou encore lors de leur utilisation. Les qualités physicochimiques et microbiologiques, que les eaux grises soient traitées ou non, sont importantes car elles conditionnent leurs éventuelles valorisations (Salgot *et al.*, 2006). En effet, elles doivent permettre aux usagers de les utiliser sans risques. C'est pourquoi une connaissance approfondie de leur qualité est essentielle avant de pouvoir les réutiliser.

2.5.1.1. Comparaison avec la composition des eaux usées domestiques

Afin d'évaluer la charge polluante des eaux grises, le Tableau I-5 présente une moyenne, ainsi que les valeurs minimales et maximales, des caractéristiques des eaux usées domestiques retrouvées dans la littérature (Atasoy *et al.*, 2007 ; Birks *et al.*, 2004 ; Mahmoud *et al.*, 2003 ; Metcalf et Eddy, 2002 ; Coleman *et al.*, 2001 ; Almeida *et al.*, 1999). Ces caractéristiques sont comparées à celles retrouvées pour les eaux grises de machine à laver, de salle de bain et le mélange des deux. Les données, concernant les eaux grises utilisées pour réaliser ce tableau, sont explicitées plus en détails dans la suite de ce paragraphe.

Pour tous les paramètres physicochimiques, la moyenne calculée pour le mélange des eaux grises est inférieure à celle des eaux usées domestiques à l'exception du phosphore total. Cette différence observée est sans doute due aux lessives contenant des phosphates, notamment dans les pays où leur usage n'est pas encore interdit. Le fait que ce paramètre soit inférieur dans les eaux usées peut être dû à la dilution des eaux grises dans les eaux usées. Prises séparément, les eaux grises de machine à laver contiennent une plus forte concentration de phosphore que les eaux usées domestiques. Lorsque les eaux de qualité différentes sont mélangées, la dilution entraîne des variations de composition. Ce même phénomène est observable pour certains paramètres (pH, DCO, DBO₅) où la valeur maximale retrouvée pour les eaux usées domestiques est inférieure à celle des eaux grises. Globalement, les eaux grises contiennent une charge organique 2 fois moins élevée que les eaux usées et dont une majeure partie est biodégradable.

Tableau I-5 : Caractéristiques des eaux usées domestiques (EUD) comparées aux eaux grises de machine à laver (MAL), de salle de bain (SDB) et d'un mélange des deux.

Paramètres	Unité	Synthèse EUD			Synthèse mélange			Synthèse MAL			Synthèse SDB		
		Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.
pH	-	7,6	5,5	8,5	7,7	5,0	9,8	8,1	7,0	10	7,3	6,4	8,6
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	1337	1279	1771	393			851	190	3000	681	14	627
MES	mg.L^{-1}	425	53	1230	129	15	285	152	68	280	80	7	505
DCO	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	1079	122	1586	449	161	1583	775	725	1815	288	39	1001
DBO ₅	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	307	39	570	252	41	688	261	48	472	130	26	670
COT	mg C.L^{-1}	235	173	297		114	255	179			63	17	186
Tensioactifs anioniques	mg SABM.L^{-1}		6,0	13	22	4,7	16	46	0,01	25	19	0,3	42
N _{tot}	mg N.L^{-1}	97	20	188	42	0,6	48	11	6,0	21	10	3,6	40
NH ₄ ⁺	$\text{mg NH}_4.\text{L}^{-1}$	66	20	155		7,2	16				1,0		
P _{tot}	mg P.L^{-1}	15,2	2,0	25	42	0,6	68	21	0,1	101	6	0,1	49
CT	$\log \text{UFC.100 mL}^{-1}$	7,0	6,0	7,2		2,6	2,6	5,8	3,4	5,5	7,0	1,0	7,4
CF	$\log \text{UFC.100 mL}^{-1}$		5,0	8,0		4,5	8,0		2,0	3,0		0,0	8,0
ENT	$\log \text{UFC.100 mL}^{-1}$		4,0	5,0		4	8,0				5,1	1,4	6,2

(Atasoy *et al.*, 2007 ; Birks *et al.*, 2004 ; Mahmoud *et al.*, 2003 ; Metcalf et Eddy, 2002 ; Coleman *et al.*, 2001 ; Almeida *et al.*, 1999) . CT : coliformes totaux ; CF : coliformes fécaux, ENT : Entérocoques

Les eaux grises de machine à laver et celles de salle de bain ont des caractéristiques très différentes. Les paramètres physicochimiques des premières sont généralement plus élevés et varient du simple au double par rapport aux secondes, alors que du point de vue microbiologique, les caractéristiques des deux types d'eaux sont plutôt équivalentes. Les eaux grises de salle de bain contiennent des éléments apportés par l'activité humaine tels que des cheveux, des fibres textiles, de la peau et parfois de l'urine et des fèces, en particulier dans les maisons où sont présents de jeunes enfants. Elles contiennent aussi des shampoings et des savons issus des produits d'hygiène corporelle et parfois des colorants, de l'eau de Javel, de la terre et des dissolvants issus du mode de vie des usagers. Les eaux grises de machine à laver contiennent essentiellement des détergents et des fibres textiles mais parfois de la matière organique apportée par les salissures présentes sur les habits.

De nombreux facteurs tels que la qualité de la ressource et les types de traitement utilisés pour la potabilisation de l'eau, les comportements des usagers ou encore l'utilisation de produits ménagers comme les détergents, shampoings ou savons modifient la qualité des eaux grises (Muthukumaran *et al.*, 2011 ; Sharvelle *et al.*, 2008 ; Winward *et al.*, 2008). De plus, au cours du temps, les eaux grises peuvent varier sur un même site. Ces variations peuvent être dues à un changement de comportement de l'habitant (variation temporelle) ou à une utilisation ponctuelle d'un produit (variation accidentelle).

Jefferson *et al.* (1999) indiquent qu'il est préférable de traiter les eaux grises puis les stocker plutôt que l'inverse. Une première dégradation peut s'effectuer dans la cuve de stockage et avoir des effets négatifs sur le traitement. Par exemple, les coliformes totaux peuvent se multiplier entre 10 et 100 fois entre 24 et 48 heures de stockage (NSW government, 2008). De plus, cette première dégradation peut entraîner des désagréments tels que des odeurs, attirer des insectes et nuisibles et augmenter les risques de contact avec des organismes pathogènes. Muthukumaran *et al.* (2011) n'ont observé aucune souche *E. coli* dans la cuve de stockage d'eau grise traitée, mais une faible concentration de coliformes totaux a été relevée. Il est donc préférable d'éviter de stocker les eaux grises non traitées ou de diminuer au maximum la durée de stockage.

Les tableaux suivants regroupent les caractéristiques minimales, maximales et moyennes de mélanges d'eaux grises (Tableau I-6), d'eaux grises de machine à laver (Tableau I-7) et d'eaux grises de salle de bain (Tableau I-8) retrouvées dans la littérature. Tout d'abord,

ces trois tableaux montrent les différences observées dans le choix des paramètres étudiés en fonction des auteurs. Les paramètres les plus retrouvés sont le pH, la turbidité, les MES, la DCO, la DBO₅ et le COT pour les paramètres physicochimiques et les coliformes (fécaux et totaux) ainsi que les entérocoques et *E. coli* pour les paramètres microbiologiques.

2.5.1.2. Composition physicochimique des eaux grises

Le pH relevé pour les eaux grises est plutôt alcalin. Ce dernier est plus élevé dans les eaux grises de machine à laver que dans celles de salle de bain, à cause des détergents présents dans les premières. Christova-Boal *et al.* (1996) ainsi que Eriksson *et al.* (2002) ont relevé un pH maximal de 10 pour les eaux grises de machine à laver alors qu'il est de 8,6 pour les eaux grises de salle de bain (Donner *et al.*, 2010). Dans le mélange des deux eaux grises, le pH est plus faible et peut descendre jusqu'à 5 (Donner *et al.*, 2010).

La conductivité est très variable et ses valeurs extrêmes sont de 29 et 3000 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$. Celle retrouvée pour les eaux grises de salle de bain est extrêmement faible et la moyenne est de 724 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$. Seuls Antonopoulou *et al.* (2013), Alfiya *et al.* (2012) ainsi que Gual *et al.* (2008) ont observé une conductivité élevée (respectivement de 939, 1044 et 921 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$). En revanche, la conductivité des eaux grises de machine à laver peut atteindre 3000 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ (Ciabattia *et al.*, 2009). Seuls Christova-Boal *et al.* (1996) ont observé un minimum de 190 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$. Cette conductivité élevée peut être un frein à la réutilisation, notamment dans le cas de l'irrigation d'espaces verts. Une conductivité élevée est le signe de présence de nombreux minéraux et donc l'irrigation avec cette eau peut entraîner une sur-minéralisation du sol et impacter négativement les végétaux.

La turbidité et les MES sont deux paramètres souvent liés cependant la turbidité n'est pas toujours mesurée. En moyenne, les eaux grises de machine à laver comportent deux fois plus de MES et ont une turbidité cinq fois plus élevée que les eaux grises de salle de bain, respectivement 151 contre 78 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$ et 276 contre 54 NTU. Toutefois, Chaillou *et al.* (2010) ont observé un maximum de 462 NTU et 361 $\text{mg}.\text{L}^{-1}$ de MES pour des eaux de salle de bain.

Concernant les matières organiques, la DBO₅, la DCO (totale et dissoute) et le COT sont plus élevés pour les eaux grises de machine à laver que pour celles de salle de bain. La DCO_t maximale relevée est de 1815 $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ pour les eaux grises de machine à laver tandis qu'elle

est de 1001 mg O₂.L⁻¹ pour les eaux de salle de bain. Pour la DBO₅ et le COT, la concentration est deux à trois fois plus élevée dans les eaux grises de machine à laver que dans celles de salle de bain (respectivement 260 mg O₂.L⁻¹ et 179 mg C.L⁻¹ en moyenne pour les eaux grises de machine à laver contre 130 mg O₂.L⁻¹ et 63 mg C.L⁻¹ en moyenne pour celles de salle de bain). Concernant le mélange d'eaux grises, les moyennes relevées se situent entre les deux types d'eaux grises (449 mg O₂.L⁻¹ pour la DCO_t et 252 mg O₂.L⁻¹ pour la DBO₅), résultant d'un équilibre entre les concentrations.

L'azote est trouvé essentiellement sous forme organique (N_{org}) et sous forme ammoniacale (N-NH₄⁺). Les nitrates et nitrites sont parfois retrouvés mais généralement en faible quantité (<10 mg NO₃-N.L⁻¹). Prathapar *et al.* (2005) ont retrouvé une quantité élevée de nitrates dans les eaux grises de machine à laver (25,8 mg NO₃-N.L⁻¹). La quantité d'azote total varie énormément de 0,6 mg N.L⁻¹ (Donner *et al.*, 2010) à 50 mg N.L⁻¹ (Mandal *et al.*, 2011). Sur ce paramètre, les études sont très disparates et la source d'eau grise ne semble pas influencer la quantité d'azote retrouvée.

Le phosphore retrouvé dans les eaux grises provient en grande partie des lessives. Toutefois, il est possible d'observer des quantités élevées dans les eaux grises de salle de bain dans les habitations où sont présents de jeunes enfants. De plus, de nombreux pays ont banni l'utilisation des phosphates dans les lessives. C'est pourquoi de grandes disparités sont observées entre chaque pays. Par exemple, Chaillou *et al.* (2010) ou Finley *et al.* (2008) ont observé des quantités inférieures à 2 mg P.L⁻¹ en France et au Canada (où les lessives avec phosphate sont interdites) tandis que Donner *et al.* (2010) ont observé jusqu'à 101 mg P.L⁻¹ au Danemark.

La variation des concentrations en sels et éléments traces métalliques est due à la qualité de l'eau, aux matériaux des canalisations et aux modes de vie des usagers (Boyjoo *et al.*, 2013). Cependant selon Aonghusa et Gray (2002), les détergents utilisés dans les machines à laver sont une source de métaux lourds tels que le zinc ou le plomb. C'est pourquoi leur quantité est plus élevée dans les eaux grises de machine à laver (308 mg Zn²⁺.L⁻¹ et 33 mg Pb²⁺.L⁻¹) que dans celles de salle de bain (59 mg Zn²⁺.L⁻¹ et 3 mg Pb²⁺.L⁻¹).

2.5.1.3. Composition microbiologique des eaux grises

Les eaux grises, bien que séparées des eaux de toilettes, sont contaminées du point de vue microbiologique. Ottoson et Stenström (2003) et Nolde (2000) suggèrent que cela est dû à la présence de jeunes enfants dans les habitations mais selon Casanova *et al.* (2001), il semblerait que cette contamination soit importante même dans les habitations ne contenant pas d'enfants. Il faut donc considérer le risque microbiologique quels que soient les habitants et leurs modes de vie.

La gamme de contamination microbiologique est très étendue selon les paramètres retenus et selon les études. Par exemple, les coliformes totaux sont compris entre 2.10^3 UFC.100 mL⁻¹ (Christova-Boal *et al.*, 1996) et 7.10^5 UFC.100 mL⁻¹ (Surendran et Wheatley, 1998) dans les eaux de machine à laver et entre 1.10^1 UFC.100 mL⁻¹ (Nolde, 2000) et $2,4.10^7$ UFC.100 mL⁻¹ (Christova-Boal *et al.*, 1996) dans les eaux de salle de bain. De même, les coliformes fécaux sont compris entre 1.10^2 UFC.100 mL⁻¹ (Christova-Boal *et al.*, 1996) et 4.10^6 UFC.100 mL⁻¹ (Friedler, 2004) pour les eaux de machine à laver alors que pour les eaux de salle de bain ils sont compris entre 1.10^0 UFC.100 mL⁻¹ (Nolde, 2000) et 5.10^7 UFC.100 mL⁻¹ (Gual *et al.*, 2008).

Ces mêmes remarques sont valables pour *E. coli*, les entérocoques intestinaux et les streptocoques fécaux. D'autres études non présentées dans ces tableaux ont analysé d'autres paramètres comme la flore mésophile (Chaillou *et al.*, 2010 ; Nolde 2000), les staphylocoques pathogènes (Eriksson *et al.*, 2002), les coliphages somatiques (Ottoson et Stenström, 2003) ou encore les salmonelles (Jefferson *et al.*, 2004). La présence de ces microorganismes dans ces études indique qu'une caractérisation approfondie des eaux grises est nécessaire. Toutefois, peu d'études sont retrouvées et seulement les indicateurs de contamination fécale sont recherchés, ce qui peut ne pas être suffisant pour bien identifier les dangers relatifs à la réutilisation des eaux grises. L'étude de ces paramètres peut permettre d'affiner la caractérisation de la composition microbiologique des eaux grises.

Tableau I-6 : Caractéristiques de mélanges d'eaux grises.

Pays		Autriche	Israël	Israël	Costa Rica	Danemark-Royaume-Uni		Canada		Israël			Inde			Afrique du Sud			Pays-Bas		
Référence		Jabornig et Favero (2013)	Friedler et Alfiya (2010)	Friedler <i>et al.</i> (2006a)	Dallas <i>et al.</i> (2004)	Donner <i>et al.</i> (2010)		Finley <i>et al.</i> (2008)		Gross <i>et al.</i> (2007)			Mandal <i>et al.</i> (2011)			Rodda <i>et al.</i> (2011)			Hernández Leal <i>et al.</i> (2007)		
Paramètres	Unité	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Min.	Max.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.
pH	-	8,41				5,0	8,7	6,7	7,9		6,3	7,0	7,7				8,1	9,8			
Cond.	μS.cm ⁻¹	439											519			267					
Turb	NTU	133		35	96								29								
MES	mg.L ⁻¹	72,4	298	46		15	112	313	633	158	85	285	15								
DCOt	mg O ₂ .L ⁻¹	240		244		283	549	161	435	839	702	984	264				280	310		425	1583
DCOd	mg O ₂ .L ⁻¹		822	195																175	576
DBO ₅	mg O ₂ .L ⁻¹	168	477	74	167	41	500			466	280	688	78								
COT	mg C.L ⁻¹																			114	255
Tensioactifs anioniques	mg SABM.L ⁻¹		37,0							7,9	4,7	15,6									
N _{tot}	mg N.L ⁻¹	6,5				0,6	11,0			34	25	45	50,0							17,2	47,8
NH ₄ ⁺	mg NH ₄ ⁺ .L ⁻¹							1,2	6,2											7,2	16,4
NO ₂ ⁻	mg NO ₂ ⁻ .L ⁻¹									0,3	0,0	1,0				88					
NO ₃ ⁻	mg NO ₃ ⁻ .L ⁻¹									3,0	0,0	5,8	0,6								
P _{tot}	mg P.L ⁻¹		61,0			0,6	68	0,2	1,2	22,8	17,2	27,0								5,7	9,9
Phosphate	mg P.L ⁻¹				16,0								2,5			69				2,3	2,3
Cl ⁻	mg Cl ⁻ .L ⁻¹												10,0								
Na ⁺	mg Na ⁺ .L ⁻¹							18,0	27,0							188				86	160
K ⁺	mg K ⁺ .L ⁻¹							0,6	4,4				12,0			31				11,2	23,3
Fe ³⁺	mg Fe ³⁺ .L ⁻¹																			0,1	1,3
Zn ²⁺	mg Zn ²⁺ .L ⁻¹							0,01	0,42							0,24				0	0,13
CT	UFC.100 mL ⁻¹													3,7.10 ⁴	3,8.10 ²						
<i>E. coli</i>	UFC.100 mL ⁻¹													3,7.10 ⁴	4.10 ⁴						
CF	UFC.100 mL ⁻¹				1,5.10 ⁸			2,2.10 ⁴	1,4.10 ⁶	5.10 ⁷	9.10 ⁴	1.10 ⁸		3,5.10 ⁴	3,6.10 ⁴					1,5.10 ⁵	
ENT	UFC.100 mL ⁻¹																			6,0.10 ⁴	
STR	UFC.100 mL ⁻¹							1.10 ²	8,1.10 ⁴												

CT : Coliformes totaux ; CF : Coliformes fécaux ; ENT : Entérocoques intestinaux ; STR : Streptocoques fécaux

Tableau I-7 : Caractéristiques des eaux grises de machine à laver.

Pays		Israël	Oman	Israël	Slovénie	Israël	Royaume Uni	Royaume Uni		Italie		Danemark		Australie	
Référence		Shafran <i>et al.</i> (2006)	Prathapar <i>et al.</i> (2005)	Shafran <i>et al.</i> (2005)	Šostar-Turk <i>et al.</i> (2005)	Friedler (2004)	Surendran et Wheatley (1998)	Donner <i>et al.</i> (2010)		Ciabattia <i>et al.</i> (2009)		Eriksson <i>et al.</i> (2002)		Christova-Boal <i>et al.</i> (1996)	
Paramètres	Unité	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
pH	-	8,1	8,3	7,5	9,6	7,5	8,1	8,1	10,0	7,0	9,0	8,1	10,0	9,3	10,0
Cond.	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	1700	29	2000						1300	3000			190	1400
Turb	NTU		444				108			40	150	14	296	50	210
MES	mg.L^{-1}		315		35	188	68	120	280	90	200	68	280	88	250
MVS	mg.L^{-1}					106	330								
DCOt	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$			262		1339	725	725	1815			725	1815		
DCOd	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$		231		280	996				400	1000				
DBO ₅	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	133	180	122	195	462	472	48	380			48	472	48	290
COT	mg C.L^{-1}	150	174,6			281	110								
Tensioactifs anioniques	mg SABM.L^{-1}	34	118,3	26,0	10	42				0,0	25,0				
N _{tot}	mg N.L^{-1}	19			2,8			6,0	21,0			6,0	21,0		
NTK	mg N.L^{-1}											1,0	40,0	1,0	40,0
NO ₃ ⁻	$\text{mg NO}_3.\text{L}^{-1}$		25,8				1,6							0,1	0,3
P _{tot}	mg P.L^{-1}	31			9,9			0,1	101			0,1	57	0,1	42,0
Phosphate	mg P.L^{-1}					169	101								
Cl ⁻	mg Cl.L^{-1}					450								9,0	88,0
Na ⁺	$\text{mg Na}^+.\text{L}^{-1}$					530								49	480
K ⁺	$\text{mg K}^+.\text{L}^{-1}$											1,1	117,0	1,1	17,0
Fe ³⁺	$\text{mg Fe}^{3+}.\text{L}^{-1}$											0,3	1,0	0,3	1,0
Pb ²⁺	$\text{mg Pb}^{2+}.\text{L}^{-1}$						33								
Zn ²⁺	$\text{mg Zn}^{2+}.\text{L}^{-1}$						308					0,1	0,3	0,09	0,32
CT	UFC.100 mL ⁻¹		>200				7.10 ⁵							2,3.10 ³	3,3.10 ⁵
CF	UFC.100 mL ⁻¹	9.10 ⁵				4,0.10 ⁶	7.10 ³							1.10 ²	1,1.10 ⁵
STR	UFC.100 mL ⁻¹													23	2,4.10 ³

CT : Coliformes totaux ; CF : Coliformes fécaux ; ENT : Entérocoques intestinaux ; STR : Streptocoques fécaux

Tableau I-8 : Caractéristiques des eaux grises de salle de bain.

Pays		Grèce	Israël	France	Espagne	Royaume-Uni	Royaume Uni	Royaume-Uni	Maroc	Taiwan	Israël	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Royaume Uni
Référence		Antonopoulou <i>et al.</i> (2013)	Alfiya <i>et al.</i> (2012)	Hourlier <i>et al.</i> (2010)	Gual <i>et al.</i> (2008)	Pidou <i>et al.</i> (2008)	Winward <i>et al.</i> (2008)	Birks et Hills (2007)	Merz <i>et al.</i> (2007)	Lin <i>et al.</i> (2005)	Friedler (2004)	Jefferson <i>et al.</i> (2004)	Almeida <i>et al.</i> (1999)	Surendran et Wheatley (1998)
Paramètres	Unité	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.	Moy.
pH	-	7,2	7,2	7,3	6,8			7,2	7,6	7,0	7,3	7,5		7,6
Conductivité	μS.cm ⁻¹	939	1044		921			327	645					
Turb.	NTU		28,0	62,0	38,8	42,0	20	26,5	29	43,1		101		92
MES	mg.L ⁻¹	63	52	42	32		29	37		29	191	100	200	76
MVS	mg.L ⁻¹		45								89		153	
DCO _t	mg O ₂ .L ⁻¹	399	174	252	73	575	87	96	109		438	451	501	424
DCO _d	mg O ₂ .L ⁻¹	174								55	242		221	
DBO ₅	mg O ₂ .L ⁻¹			89		166	20	46	59	23	299	146		216
COT	mg C.L ⁻¹		27,0	102	41,0	56,0					53	72,6		104
Tensioactifs anioniques	mg SABM.L ⁻¹		2,9	27							38			
N _{tot}	mg N.L ⁻¹		10,5		4,1	16,4						8,7		
NTK	mg N.L ⁻¹							4,6	15,2					
NH ₄ ⁺	mg NH ₄ ⁺ .L ⁻¹					1,0								
NO ₂ ⁻	mg NO ₂ ⁻ .L ⁻¹		4,9											
NO ₃ ⁻	mg NO ₃ ⁻ .L ⁻¹		1,2			7,5			0,0				6,3	0,9
P _{tot}	mg P.L ⁻¹							0,9	1,6				19,2	
Phosphate	mg P.L ⁻¹	0,4	1,9			1,3					7,3	0,4		1,6
Cl ⁻	mg Cl ⁻ .L ⁻¹										225			
Na ⁺	mg Na ⁺ .L ⁻¹		125								132			
K ⁺	mg K ⁺ .L ⁻¹		18,7											
Fe ³⁺	mg Fe ³⁺ .L ⁻¹													
Pb ²⁺	mg Pb ²⁺ .L ⁻¹													3
Zn ²⁺	mg Zn ²⁺ .L ⁻¹													59
CT	UFC.100 mL ⁻¹							2,2.10 ⁷				7.10 ³		6.10 ⁶
<i>E. coli</i>	UFC.100 mL ⁻¹							3,9.10 ⁵		5,1.10 ³		2.10 ³		
CF	UFC.100 mL ⁻¹		3.10 ⁵	1,5.10 ⁵	5.10 ⁷				1,4.10 ⁵		4.10 ⁶			6.10 ²
ENT.	UFC.100 mL ⁻¹			6.10 ⁴				2,5.10 ³						
STR.	UFC.100 mL ⁻¹											1,7.10 ³		

CT : Coliformes totaux ; CF : Coliformes fécaux ; ENT : Entérocoques intestinaux ; STR : Streptocoques fécaux

Tableau I-8 (suite): Caractéristiques des eaux grises de salle de bain.

Pays		Royaume Uni		Oman		Royaume-Uni		Allemagne		Australie		France			Espagne		
Référence		Donner <i>et al.</i> (2010)		Prathapar <i>et al.</i> (2005)		Laine (2001)		Nolde (2000)		Christova-Boal <i>et al.</i> (1996)		Chaillou <i>et al.</i> (2010)			March <i>et al.</i> (2004)		
Paramètres	Unité	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.
pH	-	6,4	8,6	7	7	7,3	7,5			6,4	8,1	7,6	7,3	7,7	7,6	7,3	8,0
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$			1400	1500					82	250	468	358	627			
Turb.	NTU			133	375	60	164			60	240	150	35	462	20	5	62
MES	mg.L^{-1}	7	207	353	505	58	153			48	120	125	37	361	44	20	126
MVS	mg.L^{-1}																
DCO _t	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	100	633			367	587	100	200			399	112	1001	171	39	441
DCO _d	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$			58	294							136	29	257			
DBO ₅	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	26	300	42	130	129	155	50	300	76	200	240	78	670			
COT	mg C.L^{-1}			70,2	83,3			26,0	95,0			50,6	17,2	90,4	58	18	186
Tensioactifs anioniques	mg SABM.L^{-1}			14,9	41,9							6,8	0,3	11,1			
N _{tot}	mg N.L^{-1}	3,6	17,0					5,0	10,0			9,5	4,3	15,9	11,4	4,7	40,0
NTK	mg N.L^{-1}									4,6	20,0						
NH ₄ ⁺	$\text{mg NH}_4^+.\text{L}^{-1}$																
NO ₂ ⁻	$\text{mg NO}_2^+.\text{L}^{-1}$																
NO ₃ ⁻	$\text{mg NO}_3^+.\text{L}^{-1}$			10,2	28,7					<0,05	0,2						
P _{tot}	mg P.L^{-1}	0,1	49			0,3	0,4	0,2	0,6	0,1	1,8	0,4	0,2	1,1			
Phosphate	mg P.L^{-1}																
Cl ⁻	mg Cl.L^{-1}									9,0	18,0						
Na ⁺	$\text{mg Na}^+.\text{L}^{-1}$									7,4	18,0						
K ⁺	$\text{mg K}^+.\text{L}^{-1}$									1,5	5,2						
Fe ³⁺	$\text{mg Fe}^{3+}.\text{L}^{-1}$									0,3	1,1						
Pb ²⁺	$\text{mg Pb}^{2+}.\text{L}^{-1}$																
Zn ²⁺	$\text{mg Zn}^{2+}.\text{L}^{-1}$									0,2	6,3						
CT	UFC.100 mL ⁻¹					6,4.10 ³	9,4.10 ³	1.10 ¹	1.10 ³	5.10 ²	2,4.10 ⁷						
E. coli	UFC.100 mL ⁻¹											4,8.10 ⁵	2,3.10 ⁴	2,1.10 ⁶			
CF	UFC.100 mL ⁻¹							10 ⁰	1.10 ¹	1.10 ²	3,3.10 ³						
ENT	UFC.100 mL ⁻¹											3,4.10 ⁵	2,6.10 ¹	1,5.10 ⁶			
STR	UFC.100 mL ⁻¹									9.10 ¹	2,4.10 ³						

CT : Coliformes totaux ; CF : Coliformes fécaux ; ENT : Entérocoques intestinaux ; STR : Streptocoques fécaux

2.5.2. Les usages des eaux grises

Les eaux grises traitées peuvent être utilisées pour divers usages intérieurs ou extérieurs aux bâtiments (Figure I-6). A l'intérieur, elles peuvent être utilisées pour l'évacuation des excréta ou le lavage du linge tandis qu'à l'extérieur l'irrigation (arrosage d'espaces verts, potagers, terrains de sport...), la protection incendie et le lavage des véhicules ou des habitations semblent être les applications les plus appropriées (Carr *et al.*, 2011 ; Pinto *et al.*, 2010 ; Travis *et al.*, 2010 ; Menegaki *et al.*, 2009 ; Campos, 2008 ; Paranychianakis *et al.*, 2006).

En effet, dans la plupart des pays européens, l'eau utilisée pour l'évacuation des excréta est de l'eau potable. Or, la qualité potable ne semble pas requise pour cet usage dans la mesure où cette eau n'est pas destinée à être consommée. D'après la Figure I-4 qui présente les pourcentages de consommation d'eau correspondant à chaque usage, il semble envisageable d'utiliser les eaux usées de salle de bain pour l'évacuation des excréta. Par analogie, les eaux usées de machine à laver pourraient être utilisées pour l'irrigation d'espaces verts ou le lavage de véhicules.

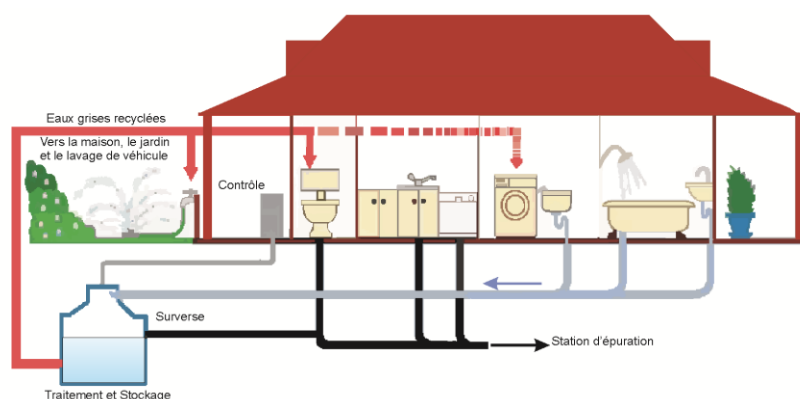


Figure I-6 : Usages éventuels de réutilisation d'eau grise traitée à l'échelle domestique
(d'après <http://www.tankedaustralia.com.au>).

L'arrosage d'espaces verts semble être l'application la plus adaptée pour une réutilisation en extérieur (Mandal *et al.*, 2011 ; Misra *et al.*, 2010), d'une part car les eaux grises traitées contiennent des nutriments (phosphore, azote, potassium...) essentiels à la croissance des plantes et favorisent ainsi leur développement, et d'autre part car les volumes d'eaux grises produits quotidiennement peuvent satisfaire les besoins en eau pour l'arrosage à l'échelle d'un bâtiment résidentiel.

Les principaux articles sur la valorisation des eaux grises pour des usages extérieurs portent sur l'irrigation d'espaces verts ou de cultures, réalisée sur des tomates, carottes, salades, poivrons, oliviers, vignes ou encore sur des conifères et arbustes (Alfiya *et al.*, 2012 ; Rodda *et al.*, 2011 ; Hamaiedeh-Al et Bino 2010 ; Misra *et al.*, 2010 ; Pinto *et al.*, 2010 ; Travis *et al.*, 2010 ; Finley *et al.*, 2008 ; Jackson *et al.*, 2006). Toutefois ces études sont contradictoires. Finley *et al.* (2008) n'ont pas observé de changement significatif entre les plantes irriguées par les eaux grises traitées, non traitées et de l'eau potable. D'un autre côté, Hamaiedeh-Al et Bino (2010) ont remarqué des effets néfastes lors de l'irrigation avec de l'eau grise non traitée. Du plomb, des huiles, des tensioactifs et des bactéries coliformes s'accumulent et confirment la nécessité de les traiter avant de les réutiliser (Shafran *et al.*, 2005). Enfin, Rodda *et al.* (2011) et Travis *et al.* (2010) ont observé une meilleure pousse des cultures irriguées par des eaux grises traitées. Jackson *et al.* (2006) ont étudié la présence d'*E. coli*, des entérocoques, des staphylocoques et des coliformes totaux à l'extérieur et à l'intérieur de carottes, épinards, poivrons, betteraves et oignons. Ils n'ont pas observé de différence significative entre les végétaux irrigués par de l'eau potable et ceux irrigués par des eaux grises traitées.

Ces études diffèrent par les procédés de traitement utilisés (lagunes, bioréacteurs à membrane, boues activées ou encore filtres à sable) mais toutes indiquent qu'il est préférable de traiter les eaux grises avant de les réutiliser. Selon Donner *et al.* (2010), leur utilisation est préférable pour un usage extérieur plutôt que pour les chasses d'eau des toilettes afin de diminuer le coût de traitement et le volume d'eaux à traiter par les stations d'épuration (STEP).

Il est possible que dans certains cas, l'addition d'engrais chimiques en supplément de l'utilisation des eaux grises provoque une sur-fertilisation du sol (Carr *et al.*, 2011 ; Mojid *et al.*, 2010 ; Ensink, 2002). En effet, l'usage intensif d'eaux grises traitées peut entraîner une modification dans la composition du sol, comme une diminution de sa perméabilité (Misra et Sivongxay, 2009). Certaines préconisations peuvent être formulées, parmi lesquelles une sensibilisation des usagers et/ou une alternance de l'arrosage avec de l'eau potable afin de lessiver une partie des matières organiques et ne pas détériorer la qualité du sol.

De nombreux pays (notamment ceux ayant un fort stress hydrique) irriguent les espaces verts ou cultures avec des eaux usées traitées (Carr *et al.*, 2011 ; Campos, 2008 ; Borboudaki *et al.*, 2005). En Israël par exemple, plus de 70% des eaux usées traitées sont

utilisées pour l'agriculture (Travis *et al.*, 2010) sans qu'aucune d'épidémie n'ait été recensée à ce jour.

En France, certains golfs utilisent les eaux usées traitées issus de STEP pour irriguer les pelouses, comme à Pornic (44), Baden (56), Mazières en Gâtine (79) et Sainte-Maxime (83).

2.6. ANALYSE DES RISQUES LIES A LA REUTILISATION DE L'EAU

2.6.1. Dangers liés à la réutilisation des eaux grises

Les eaux grises, présentant une pollution moins élevée que les eaux usées, sont souvent considérées comme une ressource alternative à l'utilisation de l'eau potable. Toutefois, d'après leurs caractéristiques, elles peuvent présenter un danger pour l'environnement et/ou pour l'utilisateur. Elles contiennent de nombreuses substances dissoutes ou solides ainsi que de nombreux microorganismes fonction de la composition originelle de l'eau potable, des diverses utilisations par les particuliers et de leurs modes de vie.

Du point de vue sanitaire, il existe trois voies de contamination chez l'Homme : l'ingestion, l'inhalation et la voie cutanée (Tableau I-9).

Tableau I-9 : Principales infections humaines transmissibles par l'eau, d'après Leclerc *et al.* (1982).

	Agent responsable	Origine la plus fréquente
Pathologie digestive		
Gastroentérites	<i>E. coli</i> , <i>Salmonelle spp.</i> , <i>Shigella spp.</i> , <i>Yersinia</i> , <i>Campylobacter</i> , <i>Giardia</i> , <i>Cryptosporidium</i> , Rotavirus	Eau de boisson, aliments crus, eaux de baignades, eaux usées
Choléra	<i>Vibrio cholera</i>	Eau de boisson, eaux de baignades, eaux usées
Pathologie respiratoire		
Légionellose	<i>Légionella spp.</i>	Eaux aérosolisées
Affections ORL	Adénovirus, Réovirus	Piscines, eaux de baignade
Méningoencéphalites amibiennes		Eaux de baignade
Pathologie cutanéomuqueuse		
Leptospirose	Leptospiries	Métiers au contact de l'eau : Piscine,
Suppurations bactériennes	<i>Pseudomonas</i> , <i>Staphylococcus</i> , Streptocoques	eaux de baignade, eaux usées

La contamination la plus commune est la contamination par ingestion (pathologie digestive) soit par voie directe, lorsqu'il y a une consommation d'eau, soit par voie indirecte si les eaux sont utilisées sur des cultures consommées crues. Par exemple, c'est la principale voie de contamination des bactéries fécales comme *E. coli*, fréquemment retrouvée dans les eaux grises, et à l'origine de gastro-entérites plus ou moins sévères selon la souche (Strauss,

1998). La deuxième voie de contamination est l'inhalation (pathologie respiratoire) due à la production d'aérosols notamment lors de l'irrigation par aspersion. Une des bactéries les plus dangereuses est *Legionella pneumophila*. Bien qu'elle soit retrouvée naturellement dans les eaux douces, il semble que sa seule voie de contamination soit l'inhalation. Enfin, la dernière est la contamination par voie cutanée (pathologie cutanéomuqueuse) lors d'un contact direct avec une plaie. La principale bactérie liée à cette contamination est *Leptospira* retrouvée dans les eaux usées. Il est à noter que le risque microbien est lié à la sensibilité immunologique des individus et donc à leur statut vaccinal ou physiopathologique.

Du point de vue environnemental, l'utilisation des eaux grises pour l'irrigation peut affecter les végétaux, le sol et les eaux souterraines. Concernant les végétaux, les études sont très disparates. Certaines ont observé des aspects négatifs (Carr *et al.*, 2011 ; Hamaiedeh-Al et Bino, 2010 ; Mojid *et al.*, 2010 ; Ensink, 2002), d'autres des aspects positifs (Rodda *et al.*, 2011 ; Travis *et al.*, 2010) et certaines aucun changement (Donner *et al.*, 2010 ; Finley *et al.*, 2008). Il semble donc que des recherches complémentaires soient nécessaires afin de bien comprendre les effets de l'irrigation sur les végétaux. L'utilisation des eaux grises pour l'irrigation peut modifier la composition chimique du sol et impacter ensuite la qualité des eaux souterraines. L'accumulation de sels (Na^+ , Mg^{2+} et K^+) peut modifier les propriétés chimiques du sol notamment sa perméabilité allant jusqu'à son imperméabilisation (Hamaiedeh-Al et Bino, 2010). Le SAR (Sodium Adsorption Ratio) est utilisé pour définir la qualité de l'eau d'irrigation, en se basant sur les concentrations des ions Na^+ , Mg^{2+} et K^+ . Ce paramètre sera explicité en détails dans le Chapitre III. De même les MES, dont une partie filtrée par le sol induit la création d'une croûte à sa surface, peuvent diminuer sa perméabilité (Misra et Sivongxay, 2009) et la recharge en eau souterraine.

Afin d'analyser les risques associés aux dangers identifiés, différentes méthodologies ont été proposées dans la littérature.

2.6.2. Méthodologie d'analyse de risques

Le risque est défini comme l'existence d'une probabilité de voir un danger se concrétiser suite à l'exposition d'un agent quelconque chimique ou microbiologique, associée à des conséquences plus ou moins sévères sur l'environnement ou sur des personnes physiques (Figure I-7). L'analyse de risques vise donc tout d'abord à identifier les sources de danger qui

peuvent conduire à des dommages sur l'environnement (risque environnemental) et/ou sur les personnes (risque sanitaire).

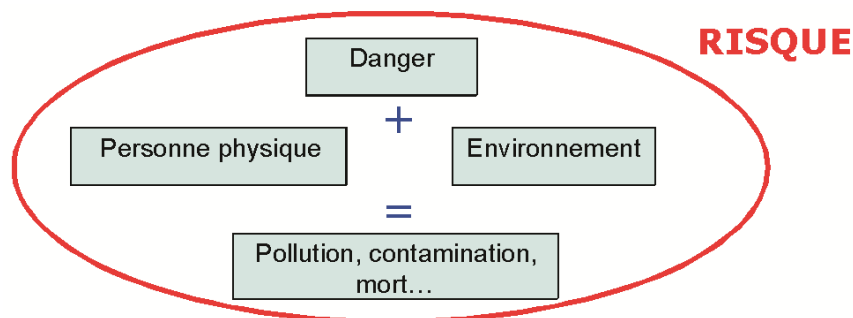


Figure I-7 : Représentation schématique du risque.

Il existe une méthode dite "conventionnelle" d'analyse de risques qui consiste à identifier le lien entre une exposition à un agent quelconque et l'apparition d'une pathologie. Pour cela, il est nécessaire de connaître l'effet d'une exposition ou d'une dose donnée, c'est-à-dire la relation dose/réponse. Cette dernière est influencée par la quantité de contaminant reçue, sa toxicité ou son infectivité, la voie d'exposition, la fréquence et la durée d'exposition ainsi que l'hôte. Par exemple chez l'Homme, une infection est la manifestation d'un conflit entre le microorganisme et son hôte qui dépend du nombre de pathogènes ingérés, de leur infectivité, de leur virulence et de l'état immunitaire de l'hôte. Des différences peuvent donc être observées d'un hôte à un autre.

Les études toxicologiques et épidémiologiques visent à déterminer la relation dose/réponse de chaque contaminant. Toutefois, cette relation ne peut être utilisée pour prédire avec certitude l'effet nocif d'un contaminant particulier sur une personne car les réactions à ce contaminant peuvent différer d'une personne à une autre. Si la littérature permet d'identifier la nocivité de nombreux pathogènes, les doses minimales infectantes sont peu établies (Hartemann, 2004). C'est pourquoi d'autres méthodes ont été proposées.

Les méthodes d'analyses de risque retrouvées dans la littérature comportent quatre principales étapes dont les principes et lignes directrices ont été normalisés (Figure I-8). Tout d'abord, il faut identifier les dangers (lister les contaminants physiques, chimiques et microbiologiques), puis analyser le risque (déterminer les points critiques où la contamination peut avoir lieu), évaluer le risque (déterminer les limites critiques et les niveaux cibles) et enfin le traiter. Une 5^{ème} étape consiste à contrôler la méthode.

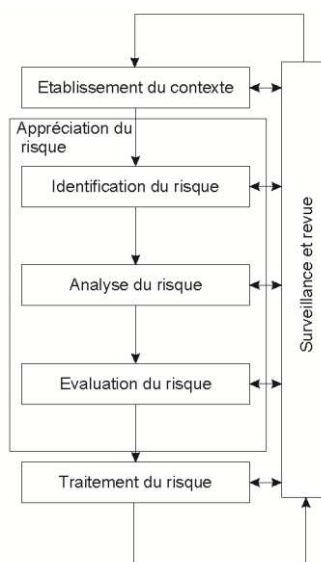


Figure I-8 : Définition de l'analyse de risques selon la norme ISO 31000.

Les méthodes les plus fréquemment retrouvées dans le domaine de l'eau pour caractériser le risque sont l'HACCP (Hazard Analysis Critical Control Point) et la QMRA (Quantitative Microbial Risk Analysis). L'HACCP est une méthode très répandue dans l'industrie agroalimentaire, mais elle est souvent adaptée à d'autres domaines notamment à l'eau potable (Jagals et Jagals, 2004 ; Dewettinck *et al.*, 2001 ; Havelaar, 1994) ou aux eaux usées (Salgot *et al.*, 2006 ; Valat *et al.*, 2004 ; Westrell *et al.*, 2004). En revanche, quelques études basées sur la méthode QMRA ont tenté d'évaluer le risque associé à l'utilisation des eaux grises (Fiona Barker *et al.*, 2013 ; Ottoson et Stenström, 2003 ; O'Toole *et al.*, 2012).

Ottoson et Stenström (2003) ont basé leur analyse de risques sur la mesure du coprostanol (lipide issu de la dégradation du cholestérol, effectuée par les bactéries présentes dans les matières fécales) et sur les rotavirus. Les différents scénarii d'exposition étudiés sont l'évacuation des excréta, l'irrigation de terrain de sport et la recharge des eaux souterraines. En dépit d'une charge fécale faible (inférieure à 200 UFC.100 mL⁻¹ pour *E. coli* et les entérocoques fécaux), le risque caractérisé par cette méthode pour les rotavirus a été jugé trop élevé et les auteurs ont conclu que le traitement mis en place n'était pas assez efficace pour assurer une utilisation des eaux grises traitées sans risque pour les usages envisagés.

Fiona Barker *et al.* (2013) se sont basés sur la concentration de norovirus présents dans les eaux grises afin d'estimer le risque de contamination. Le scénario retenu dans cette étude est l'irrigation par des eaux grises brutes de salades et la consommation de ces dernières. Ils ont conclu d'après leur analyse de risques qu'il était préférable d'utiliser les eaux grises pour

l'évacuation des excréta, l'irrigation d'espaces verts et dans les machines à laver mais pas pour l'irrigation de potagers, car le risque d'ingérer des microorganismes était élevé. Cette étude indique que la méthodologie QMRA a un rôle important à jouer dans la détection des maladies associées à l'utilisation d'eaux grises. Toutefois cette méthode n'est applicable qu'aux microorganismes. Il est donc préférable d'utiliser une méthodologie permettant de prendre en compte la composition des eaux grises ou bien de procéder avec deux méthodes distinctes. L'HACCP est applicable à la fois au niveau du procédé de traitement, aux eaux grises traitées et aux risques sanitaires et environnementaux.

Les eaux grises étant contaminées, aussi bien chimiquement que microbiologiquement, les études ont montré qu'il est nécessaire de les traiter afin de pouvoir envisager leur valorisation. Dans la suite de ce chapitre, les procédés de traitement étudiés dans la littérature sont présentés.

3. PROCEDES DE TRAITEMENT DES EAUX GRISES

3.1. INTRODUCTION

En France, les eaux grises ne sont pas séparées des eaux noires. L'ensemble de ces eaux usées est soit dirigé vers une station d'épuration (STEP) si le bâtiment est raccordé à un réseau d'assainissement collectif, soit dirigé vers une filière d'assainissement non collectif.

En cas d'un traitement séparé des eaux grises, les procédés doivent être robustes car la qualité des eaux grises brutes produites est extrêmement variable. De ce fait, les traitements doivent être capables d'accuser une variation des charges organiques et microbiologiques, pouvoir délivrer une eau traitée ne présentant pas de risques sanitaires ou environnementaux et répondant aux réglementations en vigueur (si elles existent). De plus, certains aspects techniques doivent être pris en compte, comme les risques d'obturation, les coupures d'électricité, l'absence d'eau, la durée de stockage...

Il existe des traitements plus ou moins complexes permettant l'épuration des eaux grises. Ils peuvent se distinguer en trois catégories : les procédés chimiques, les procédés physiques et les procédés biologiques. Enfin, il est possible de trouver des procédés hybrides alliant différents procédés physiques et/ou chimiques et/ou biologiques.

3.2. LES TRAITEMENTS CHIMIQUES

Les procédés chimiques, lorsqu'ils sont utilisés pour traiter les eaux grises, sont généralement couplés avec d'autres procédés physiques ou biologiques (Tableau I-10). Les études réalisées portent sur l'électrocoagulation (Lin *et al.*, 2005), un couplage coagulation-résine échangeuse d'ions (Pidou *et al.*, 2008), un couplage coagulation-adsorption sur charbon actif (Šostar-Turk *et al.*, 2005), un couplage électrocoagulation et bioréacteur à membrane (Bani-Melhem et Smith, 2012) ou encore sur un couplage UVC/H₂O₂ (Chin *et al.*, 2009).

Ces procédés semblent relativement efficaces pour le traitement des eaux grises. La coagulation repose sur l'agglomération de fines particules en suspension dans les eaux à traiter pour former une plus grosse particule qui par son poids va sédimenter. Šostar-Turk *et al.* (2005) et Pidou *et al.* (2008) ont obtenu, avec ce procédé, de bons abattements au niveau de la DBO₅ et du phosphore total (supérieur à 89%). Lin *et al.* (2005) ont obtenu un abattement supérieur à 90% pour la turbidité mais les autres paramètres, MES, DCO et DBO₅ sont très faiblement abattus (respectivement de 8, 60 et 61%). Toutefois, ces faibles valeurs d'abattement peuvent être corrélées aux faibles valeurs en entrée.

Dans le cas de Bani-Melhem et Smith (2012), l'électrocoagulation ne semble pas avoir d'impact sur le traitement. En effet, que ce soit avec ou sans l'électrocoagulation, les caractéristiques de l'effluent traité ne diffèrent que très peu, la plus grande partie du traitement étant réalisée par le bioréacteur à membrane. Au niveau des composés azotés et phosphorés, les procédés chimiques ne semblent pas pouvoir épurer les eaux grises. Šostar-Turk *et al.* (2005) ont obtenu des abattements de seulement 5 et 6% pour l'azote et NH₃ tandis qu'ils sont de 15 et 34% pour Pidou *et al.* (2008). A noter que du point de vue microbiologique, Pidou *et al.* (2008) n'ont pas détecté de microorganismes dans l'effluent de sortie (inférieur à la limite de détection). De même, Lin *et al.* (2005) n'ont pas détecté de bactérie *E. coli* dans les eaux grises traitées tandis que Bani-Melhem et Smith (2012) ont obtenu des abattements de 4 log₁₀ pour les coliformes totaux et *E. coli*. La coagulation ou la chloration sont des prétraitements efficaces pour le traitement des eaux grises lorsqu'elles sont suivies d'un procédé membranaire (Friedler *et al.*, 2008).

Il semble que les procédés chimiques soient efficaces au niveau de la turbidité, du phosphore total, des tensioactifs et des paramètres microbiologiques. En revanche, les études présentent de fortes disparités au niveau de l'abattement des MES, de la DCO et de la DBO₅. Ces procédés sont également limités au niveau de la dégradation des composés azotés.

Tableau I-10 : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé chimique.

Référence	Type de procédé	Turbidité NTU			MES mg.L ⁻¹			DBO ₅ mg O ₂ .L ⁻¹			DCO mg O ₂ .L ⁻¹			N _{tot} mg N.L ⁻¹		
		Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)
Lin <i>et al.</i> (2005)	Electrocoagulation + Flottation + Chloration	43	3,6	92	405	372	8	23	9	61	55	22	60			
Pidou <i>et al.</i> (2008)	Coagulation + résine échangeuse d'ion	46,6	3,01	94				205	23	89	791	247	69	18	15,3	15
Šostar-Turk <i>et al.</i> (2005)	Coagulation + adsorption sur charbon actif				35	5	86	195	10	95	280	20	93	2,75	2,6	5
Bani-Melhem et Smith (2012)	Electrocoagulation + bioréacteur à membrane	133	4,1	97	78	0	100				463	51	89			
Chin <i>et al.</i> (2009)	UVC/H ₂ O ₂							76	15	80	225	30	87			

Référence	Type de procédé	NH ₃ mg NH ₃ -N.L ⁻¹			P _{tot} mg P.L ⁻¹			Tensioactifs anioniques mg SABM.L ⁻¹			Coliformes totaux UFC.100 mL ⁻¹			E. Coli UFC.100 mL ⁻¹		
		Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (log)	Entrée	Sortie	Ab. (log)
Lin <i>et al.</i> (2005)	Electrocoagulation + Flottation + Chloration	0,147	0,0065	96										5.10 ³	N.D	100
Pidou <i>et al.</i> (2008)	Coagulation + résine échangeuse d'ion	6,7	4,4	34	1,66	0,11	93				5.10 ⁴	<1	>7	6.10 ³	N.D	>7
Šostar-Turk <i>et al.</i> (2005)	Coagulation + adsorption sur charbon actif	2,45	2,3	6	9,9	1	90	10,1	0,5	95						
Bani-Melhem et Smith (2012)	Electrocoagulation + bioréacteur à membrane	11	2,5	78	1	0,03	94	6	0,26	96	4,30.10 ⁵	49	4	2,60.10 ⁵	36	4

N.D : Non détecté

3.3. LES TRAITEMENTS PHYSIQUES

Les traitements physiques peuvent se diviser en deux catégories : les procédés à membranes et les filtres à sable. Souvent, ils sont utilisés en combinant un autre procédé tel que la désinfection ou le charbon actif, voire les deux. Certains procédés ainsi que les caractéristiques des eaux grises brutes et des eaux grises traitées sont présentés dans le Tableau I-11.

3.3.1. Filtre à sable

Le filtre à sable est une technologie simple à mettre en œuvre et peu coûteuse (Dalahmeh *et al.*, 2012 ; Parjane et Sane, 2011). Les eaux grises à traiter sont amenées à la surface du lit où elles percolent à travers le milieu poreux. Généralement, un lit de gravier est disposé sous le lit de sable afin de drainer les eaux traitées (Figure I-9). Certains auteurs utilisent en complément ou remplacement du sable, d'autres matériaux tels que l'écorce de noix de coco ou du charbon actif. Ils considèrent qu'utilisée seule, cette technologie n'apporte qu'une filtration grossière et ne permet qu'un traitement limité.

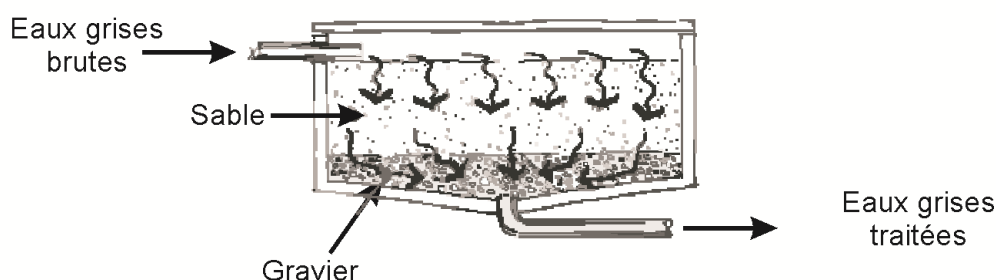


Figure I-9 : Lit de sable utilisé pour le traitement des eaux grises.

Gual *et al.* (2008) n'ont obtenu que 15% et 25% d'élimination des MES et de la DCO tandis que Parjane et Sane (2011) ont réussi à atteindre 90% et 91% d'abattement pour ces mêmes paramètres. Friedler *et al.* (2006a) n'ont pas obtenu de meilleurs résultats car la DCO n'a pu être réduite que de 38% et la DBO₅ de 10%. Brewer *et al.* (2001) ont obtenu de meilleures performances car la turbidité et la DCO ont pu être diminuées de 67% et 70%. Enfin, Dalahmeh *et al.* (2012) ont obtenu la meilleure épuration des eaux avec un filtre à charbon actif, avec lequel ils ont pu atteindre 94%, 97%, 97% et 98% d'abattement

respectivement pour la DCO, la DBO₅, le COD et l'azote total tandis qu'ils ont obtenu, avec les mêmes eaux grises, 72%, 75%, 75% et 5% d'abattement pour les mêmes paramètres avec un filtre à sable.

Si ce procédé dégrade difficilement les composés organiques, allié à un traitement de désinfection, il permet une bonne élimination des microorganismes. En effet, Brewer *et al.* (2001) ont atteint un abattement de 4 log₁₀ des coliformes totaux (concentration résiduelle inférieure à 20 UFC.100 ml⁻¹). De même, Prathapar *et al.* (2006) ont observé l'absence de coliformes totaux dans l'effluent de sortie. Les dissemblances observées dans les différentes études peuvent s'expliquer par les caractéristiques des eaux grises (spécifiques d'une habitation) ou bien par les caractéristiques du filtre à sable (âge du filtre, charge appliquée...). De plus, Chaillou *et al.* (2010) indiquent qu'un détachement occasionnel du biofilm peut avoir lieu. Ce dernier, entraîné dans l'effluent, augmente la concentration en microorganismes dans les eaux grises traitées. Une augmentation de la DCO et des MES est aussi observée.

Afin de limiter les risques de contamination, Diaper *et al.* (2001) recommandent que les eaux grises traitées par ce type de procédé soient seulement utilisées dans les toilettes. En vue d'une réutilisation pour l'irrigation d'espaces verts, il semble donc nécessaire de choisir un traitement mieux adapté et permettant l'obtention d'un effluent de meilleure qualité.

Tableau I-11 : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé physique.

Référence	Type de procédé	Turbidité			MES			DBO ₅			DCO			COD		
		NTU			mg.L ⁻¹			mg O ₂ .L ⁻¹			mg O ₂ .L ⁻¹			mg C.L ⁻¹		
		Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)
Dalahmeh <i>et al.</i> (2012)	Filtre à charbon actif							425	13	97	890	53	94	304	9	97
	Filtre à écorce de noix de coco							425	9	98	890	231	74	304	79	74
	Filtre à sable							425	106	75	890	249	72	304	76	75
Friedler <i>et al.</i> (2006a)	Filtre à sable	65	35	46	92	32	65	69	62	10	211	130	38			
Itayama <i>et al.</i> (2006)	Filtre à sable				105	23	78	477	81	83	271	42	85			
Al-Jayyousi (2003)	Filtre à sable	44,5	32,3	27	316	189	40	33,3	12,3	63	143	35,7	75			
Parjane et Sane (2011)	Filtre à sable + Oxydation chimique						90						91			
Gual <i>et al.</i> (2008)	Filtre à sable + Chloration	38,8	32	18	32,2	27,3	15				72,7	54,6	25	41	32,8	20
Prathapar <i>et al.</i> (2006)	Filtre à sable + désinfection	13	6	52	9	4	61				51	35	33			
Friedler <i>et al.</i> (2005)	Filtre à sable (après un RBC)	1,9	0,6	68	16	8	51	6,6	2,3	65	46	40	13			
Brewer <i>et al.</i> (2001)	Filtre à sable + désinfection	21	7	67							157	47	70			
Mandal <i>et al.</i> (2011)	Filtre à éponge, filtre sur gravier	20,6-38,7	8,2-9,6	60-75	12-17,3	9-12	25-32	100-56	40-N.D	60-100	284-244	140-56	51-77			
Jefferson <i>et al.</i> (1999)	UF	100	1	99				185	19	90	410	112	73			
	UF (400 kDa)	18	1,4	92							146	80	45			
Ramon <i>et al.</i> (2004)	UF (200 kDa)	17	1	94							146	74	49			
	UF (30 kDa)	24	0,8	97							165	51	69			
	NF (0,2 kDa)	29,5	0,6	98	27,6	0	100				226	15	93	37,7	6,2	84
	UF				35	18	49	195	86	56	280	130	54			
Šostar-Turk <i>et al.</i> (2005)	NF	30	1	97	28	0	100				226	15	93			
	OI				18	0	100	86	2	98	130	3	98			
Li <i>et al.</i> (2008)	NF	140	0,5	100										161	28,6	82
Hourlier <i>et al.</i> (2010)	NF		<1	98			95		1	99		<25	90		38	62

UF : Ultrafiltration ; NF : Nanofiltration ; OI : Osmose inverse

Tableau I-11 (suite) : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé physique.

Référence	Type de procédé	N _{tot}			P _{tot}			Coliformes totaux		
		mg N.L ⁻¹			mg P.L ⁻¹			UFC.100 mL ⁻¹		
		Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab (%)	Entrée	Sortie	Ab. (log)
	Filtre à sable	75	71	5						
Dalahmeh <i>et al.</i> (2012)	Filtre à écorce de noix de coco	75	61	19						
	Filtre à charbon actif	75	2	98						
Friedler <i>et al.</i> (2006a)	Filtre à sable							3,4.10 ⁵	1,3.10 ⁵	
Itayama <i>et al.</i> (2006)	Filtre à sable	20,7	4,4	79	20,7	4,4	79			
Gual <i>et al.</i> (2008)	Filtre à sable + chloration	4,1	4,2							
Prathapar <i>et al.</i> (2006)	Filtre à sable + désinfection							>200	0	
Friedler <i>et al.</i> (2005)	Filtre à sable (après RBC)							910 ³	5.10 ⁴	
Brewer <i>et al.</i> (2001)	Filtration+ désinfection							2.10 ⁵	13	4
Mandal <i>et al.</i> (2011)	Filtre à éponge, filtre sur gravier	43-58	28-52	34-9				3,7.10 ⁴ -3,8.10 ⁴	1,610 ³ -9.10 ²	1
Jefferson <i>et al.</i> (1999)	UF							3,1.10 ⁵	2.10 ³	2
Li <i>et al.</i> (2008)	NF	16,5	16,7		9,7	6,7	31			

UF : Ultrafiltration ; NF : Nanofiltration ; OI : Osmose inverse ; RBC : Rotating Biological Contactor

3.3.2. Procédé à filtration membranaire

Les techniques de filtration membranaire appliquées au traitement des eaux grises ont beaucoup été étudiées ces dernières années (Guilbaud *et al.*, 2012 ; Hourlier *et al.*, 2010 ; Kim *et al.*, 2007 ; Nghiem *et al.*, 2006 ; Schäfer *et al.*, 2006 ; Oschmann *et al.*, 2005 ; Ramon *et al.*, 2004). Le principe de ces traitements, développé sur la Figure I-10, repose sur la filtration des eaux grises brutes au travers d'une membrane poreuse sous l'action d'un gradient de pression, appelé pression transmembranaire et exprimé en Dalton (Da). La filtration membranaire est utilisée dans de nombreux domaines de l'eau : la potabilisation, le traitement des effluents, l'adoucissement ou le dessalement de l'eau de mer.

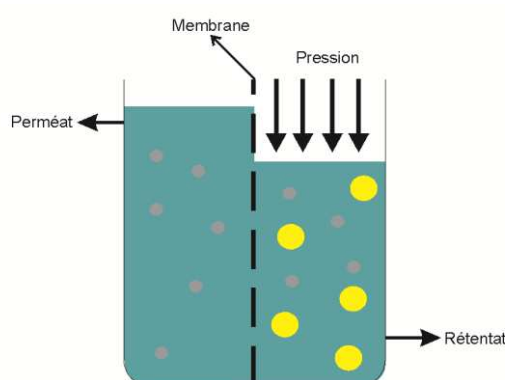


Figure I-10 : Principe de la filtration membranaire.

Les différents types de membranes, classés selon le seuil de coupure décroissant, sont : la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), la nanofiltration (NF) et l'osmose inverse (OI). Dans le cas de la NF, de l'UF et de l'OI, le seuil de coupure désigne la masse de la plus petite molécule ou du plus petit ion arrêté par la membrane (Aptel *et al.*, 2002). Dans le cas de la microfiltration, le seuil de coupure est aussi appelé diamètre nominal moyen. Ce dernier correspond au diamètre de la plus grosse particule sphérique indéformable capable de traverser la membrane. La Figure I-11 indique les plages de seuil de coupure et quelques espèces retenues pour chaque catégorie de membranes.

L'efficacité des procédés membranaires repose sur le seuil de coupure de la membrane mais aussi sur sa composition, sa géométrie, sa structure et les conditions opératoires admissibles par les membranes.

	Ions	Molécules	Macromolécules	particules
Taille (nm)	1	10	10 ³	10 ⁶
Poids moléculaire (kDa)	0,2	20	200	500
Taille de quelques molécules et particules	→ sels →	→ virus →	→ bactéries →	
	→ matières dissoutes →	→ colloïdes →	→ pigments →	
Procédés de séparation membranaire	→ OI →	→ Nanofiltration →	→ Ultrafiltration →	→ Microfiltration →

Figure I-11 : Correspondance entre procédés membranaires et caractéristiques des composés retenus (Hourlier, 2010).

Ramon *et al.* (2004) ont comparé l'efficacité épuratoire de membranes d'ultrafiltration et de nanofiltration (Tableau I-11). Avec la première (une membrane d'UF fonctionnant à 200 kDa), seulement 49 et 94% d'abattement sont obtenus pour la DCO et la turbidité tandis que 93 et 98% sont obtenus avec le second type de membrane (NF fonctionnant à 0,2 kDa). Toutefois, les études montrent plus de 92% d'abattement de la turbidité, et 100% pour les MES (à l'exception de Hourlier *et al.* (2010) qui ont obtenu 95% d'abattement avec une membrane de NF et Šostar-Turk *et al.* (2005) qui ont obtenu 49% d'abattement avec une membrane d'UF).

Selon Pearce (2007), cette technologie permet l'obtention d'une eau de qualité physicochimique acceptable et la majorité des microorganismes et des virus les plus petits est aussi retenue (à l'exception de la membrane de MF dont le seuil de coupure ne permet pas de retenir la totalité des virus). Ainsi, Hourlier *et al.* (2010) et Jefferson *et al.* (1999) ont obtenu des eaux grises traitées ne contenant ni coliformes fécaux, ni entérocoques. Toutefois, Jefferson *et al.* (1999) ont observé un résiduel de 2.10^3 UFC.100 mL⁻¹ de coliformes totaux.

La rétention quasi-totale des molécules permet l'obtention d'un perméat de qualité conforme à la majorité des réglementations en vigueur pour la réutilisation d'eaux traitées. Cependant, cette rétention quasi-totale tend à encrasser la membrane et diminuer les performances en fonction du temps. Ce colmatage tend à augmenter la résistance hydraulique de la membrane, augmenter la demande énergétique et diminuer le flux de perméation (Sen et Demirer, 2003). Il est donc nécessaire d'arrêter le traitement et de nettoyer la membrane (afin de la décolmater, bien souvent à l'aide de produits chimiques) pour retrouver les mêmes performances que lors du début de l'utilisation. Parfois, une seconde membrane est couplée en parallèle à la première afin d'éviter un arrêt total du traitement. Ainsi, une membrane permet le traitement des eaux grises pendant que l'autre est en phase de nettoyage. Si ces traitements permettent l'obtention d'un effluent de bonne qualité, les coûts énergétiques et la maintenance ne les rendent pas viables économiquement à l'échelle domestique.

3.3. LES TRAITEMENTS BIOLOGIQUES

Les traitements biologiques varient en complexité et en forme mais tous consistent à transformer (oxyder), à partir d'organismes vivants, les matières dissoutes ou particulaires contenues dans l'effluent à traiter. Il est possible de distinguer trois classes : les procédés avec biomasse suspendue, les procédés avec biomasse attachée et les marais filtrants. Ces différents procédés peuvent fonctionner en aérobiose, anaérobiose voire une combinaison des deux.

Afin de pouvoir traiter les eaux grises par voie biologique, un ratio C : N : P de 100 : 5 : 1 est recommandé (Metcalf et Eddy, 2002). De plus, les caractéristiques des eaux grises suggèrent de préférence un traitement biologique à un traitement physique ou chimique (Jefferson *et al.*, 2004). Les procédés biologiques sont les traitements les plus communs à grande échelle. Ils ont été utilisés pour traiter les eaux grises de bâtiments étudiants (Pathan *et al.*, 2011 ; Lamine *et al.*, 2007 ; Friedler *et al.*, 2005 ; Brewer *et al.*, 2001) ou des immeubles collectifs (Abdel-Kader, 2013 ; Ghisi et Ferreira, 2007 ; Hernández Leal *et al.*, 2007 ; Nolde, 2000).

3.3.1 Procédés à biomasse libre

Le procédé à boues activées est un procédé typique de biomasse libre. Ce dernier est souvent utilisé pour le traitement des eaux usées mais rarement pour les eaux grises sauf dans le cas où un autre procédé comme la filtration membranaire est associé. Les réacteurs discontinus (Sequencing Batch Reactor) et les réacteurs à lit de boues (Sludge Blanket Reactor), deux variantes des boues activées, sont privilégiés car ils nécessitent de moindres moyens techniques et les étapes du traitement peuvent s'effectuer dans la même cuve (Figure I-12). Selon, l'US EPA (1999), le réacteur discontinu est une installation à boues activées fonctionnant dans le temps plutôt que dans l'espace, dans le sens où toutes les phases du processus s'effectue dans le même bassin. Le principe consiste à mettre en culture libre, concentrée, oxygénée et brassée des microorganismes dans un réacteur et d'y apporter les eaux à traiter afin qu'elles y soient dégradées biologiquement.

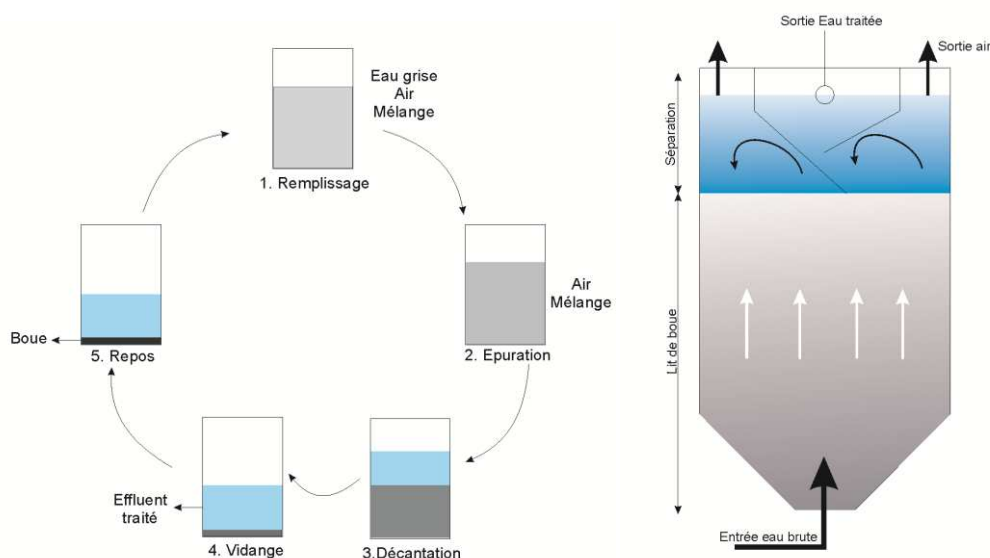


Figure I-12 : Fonctionnement d'un réacteur discontinu (à gauche) et d'un réacteur à lit de boues (à droite).

Les performances des procédés à biomasse suspendue sont assez disparates (Tableau I-12). En effet, Elmitwalli *et al.* (2007) ont atteint seulement 31% d'abattement de la DCO avec un lit de boue tandis que Hernández Leal *et al.* (2007) ont réussi à atteindre 89%. Si la DCO obtenue dans l'effluent traité semble satisfaisante, le phosphore total et l'azote total ne sont que très peu dégradés indiquant que la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal durant le traitement est limitée. Aucune étude menée avec un lit de boues ne montre d'abattement en phosphore supérieur à 40%, indiquant que le traitement a un effet limité sur l'abattement de ce composé. En revanche, Hernández Leal *et al.* (2007) ont obtenu 97% d'abattement pour les tensioactifs.

De même avec un réacteur discontinu, les MES ne sont que très peu dégradées: 30% pour Lamine *et al.* (2007) et 65% pour Baban *et al.* (2011). Par contre, les études montrent que la DCO résiduelle peut atteindre $12 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (Lamine *et al.*, 2007).

Selon la qualité des eaux grises brutes, ces procédés présentent des performances différentes. Les caractéristiques de ces eaux étant hétérogènes d'une habitation à l'autre, il semble préférable d'utiliser un autre procédé qui soit moins perturbé en cas de fortes variations de charges. Otterpohl *et al.* (1999) recommandent l'utilisation de procédés à biomasse fixée plutôt que ceux à biomasse suspendue car ces derniers sont plus complexes à mettre en œuvre et demandent une plus grande superficie. De plus, l'utilisation d'un procédé à biomasse fixée tend à augmenter la biomasse totale dans le réacteur et améliorer le traitement (Yeon *et al.*, 2011).

Tableau I-12 : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé biologique.

Référence	Type de procédé	Turbidité NTU			MES mg.L ⁻¹			DBO ₅ mg O ₂ .L ⁻¹			DCO mg O ₂ .L ⁻¹			N _{tot} mg N.L ⁻¹			NH ₄ mg NH ₄ -N.L ⁻¹		
		Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)
García-Pérez <i>et al.</i> (2013)	Marais filtrants				52	2,3	96	164	3	98				93	19	79	80	4	95
Baban <i>et al.</i> (2011)	Marais filtrants	90	6	93	63	12	81				295	40	86				1,6	0,3	81
Travis <i>et al.</i> (2010)	Marais filtrants				83	8,5	90	154	1,2	99	213	38	82	2,8	0,5	82			
Ling <i>et al.</i> (2009)	Marais filtrants						67			63			58			62			
Sklarz <i>et al.</i> (2009)	Marais filtrants				90	10	89	120	5	96	270	40	85	43	31	28	37	3,0	92
Winward <i>et al.</i> (2008)	Marais filtrants	34	2	94	25	<1	99				412	24	94						
Gross <i>et al.</i> (2007)	Marais filtrants				158	3	98	466	1	100	839	157	81	34	11	69			
Paulo <i>et al.</i> (2007)	Marais filtrants	167	34	80	109	17	84				570	273	52	9	3	66	8	1,3	84
Brix et Arias (2005)	Marais filtrants				124	4	97	320	2	99				30	9	70	18	0,4	98
Dallas <i>et al.</i> (2004)	Marais filtrants	96	4	96				167	3	99									
					28	2	93	72	5	93				2	0,3	85			
Abdel-Kader (2013)	RBC				79	11	86	119	6	95				8	2,3	71			
					146	20	86	182	8	96				13	6	57			
Baban <i>et al.</i> (2011)	RBC	90	4	95	63	11	83				295	38	87				1,6	0,52	68
Pathan <i>et al.</i> (2011)	RBC				155	137	12	56	27	52	146	58	60						
Baban <i>et al.</i> (2010)	RBC	103	6	94	79	11	86	119	6,3	95	347	42	88	8	2,3	71			
Friedler <i>et al.</i> (2006a)	RBC	65	2	98	92	13	86	69	4	95	211	47	78						
Friedler <i>et al.</i> (2005)	RBC	33	2	94	43	16	63	59	7	89	158	46	71						
Baban <i>et al.</i> (2011)	SBR	90	15	83	63	22	65				295	50	83				1,6	0,65	59
Lamine <i>et al.</i> (2007)	SBR				33	23	30	97	7	93	102	12	88				7	0,3	96
	SBR												90			35			51
Hernández Leal <i>et al.</i> (2010)	Lit de boue												51			15			
Elmitwalli <i>et al.</i> (2007)	Lit de boue										681	470	31	27	21	24	6	5,3	4
Hernández Leal <i>et al.</i> (2007)	Lit de boue										830	91	89	54	34	36			

RBC : Rotating Biological Contactor ; SBR : Sequencing Batch Reactor

Tableau I-12 (suite) : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé biologique.

Référence	Type de procédé	P _{tot} mg P.L ⁻¹			Tensioactifs anioniques mg SABM.L ⁻¹			Coliformes totaux UFC.100 mL ⁻¹			<i>E. coli</i> UFC.100 mL ⁻¹		
		Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (log)	Entrée	Sortie	Ab. (log)
García-Pérez <i>et al.</i> (2013)	Marais filtrants	11	3	75									
Travis <i>et al.</i> (2010)	Marais filtrants	7,2	7,9		10	0,6	94	5.10 ⁷	2.10 ⁵	2			
Ling <i>et al.</i> (2009)	Marais filtrants			38									
Sklarz <i>et al.</i> (2009)	Marais filtrants										1.10 ⁷	1.10 ⁴	3
Gross <i>et al.</i> (2007)	Marais filtrants	23	7	71	8	1	92						
Paulo <i>et al.</i> (2007)	Marais filtrants							1,8.10 ⁸	3,3.10 ⁸		1,3.10 ⁷	1.10 ⁶	1
Brix et Arias (2005)	Marais filtrants	4,6	4,5	2,2									
Dallas <i>et al.</i> (2004)	Marais filtrants							1,5.10 ⁸	1,31.10 ²	6			
Baban <i>et al.</i> (2010)	RBC	9,8	0	100				1.10 ⁶	5,6.10 ⁴	1			
Friedler <i>et al.</i> (2005)	RBC							5,6.10 ⁵	9,7.10 ³	1			
Hernández Leal <i>et al.</i> (2010)	SBR			28									
	Lit de boue			11									
Elmitwalli <i>et al.</i> (2007)	Lit de boue	3	2	39									
Hernández Leal <i>et al.</i> (2007)	Lit de boue	8	7	16			97						

RBC : Rotating Biological Contactor ; SBR : Sequencing Batch Reactor

3.3.2 Procédés à biomasse fixée

Le principe de fonctionnement des procédés à biomasse fixée repose sur le développement de microorganismes sur un média, support de biomasse. Le réacteur biologique rotatif (Rotating Biological Contactor ou RBC) est le système à biomasse fixée le plus commun retrouvé dans la littérature pour le traitement des eaux grises (Figure I-13). Ce dernier, composé d'une série de disques ou de panneaux partiellement ou totalement immergés, est en rotation dans les eaux à traiter. Contrairement aux autres procédés biologiques où l'air et l'eau sont en mouvement, dans le cas des RBC, c'est le média qui est en rotation.

Ils sont généralement précédés par un prétraitement physique (sédimentation, filtration) (Nolde, 2000) suivi d'une étape de clarification afin de séparer le biofilm, détaché du média, de l'effluent traité (Friedler *et al.*, 2005).

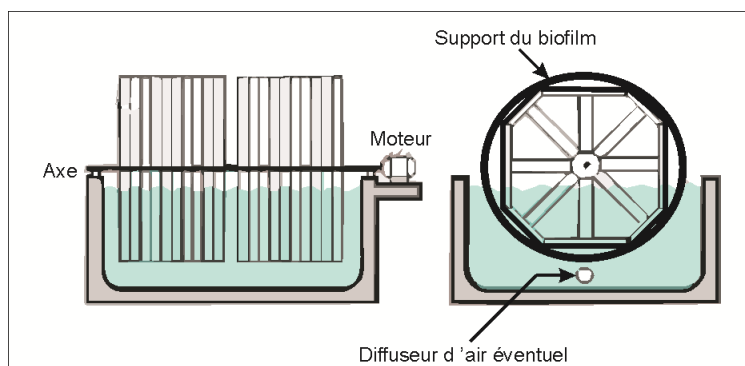


Figure I-13 : Schéma d'un réacteur biologique rotatif (d'après Mba, 2003).

Les performances des RBC au niveau turbidité, MES et DBO_5 sont dans l'ensemble satisfaisantes. Abdel-Kader (2013) reporte des abattements compris entre 86% et 93% en MES et entre 93% et 96% en DBO_5 , selon les caractéristiques d'entrée des eaux grises, de même que Baban *et al.* (2010). Les MES sont aussi réduites de plus de 86% dans les études de Baban *et al.* (2011) et Friedler *et al.* (2006a). Les concentrations dans l'effluent de sortie sont généralement inférieures à 15 mg.L^{-1} et Abdel-Kader (2013) a même pu atteindre 2 mg.L^{-1} dans les eaux grises traitées. La DCO semble plus difficilement dégradable par ce procédé car peu d'études montrent des abattements supérieurs à 80%. Toutefois, les concentrations résiduelles de chaque étude sont inférieures à $60 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ pour la DCO.

Au niveau des microorganismes, Friedler *et al.* (2005) et Baban *et al.* (2011) ont pu réduire seulement de 1 \log_{10} les coliformes totaux. Il est donc nécessaire d'ajouter un traitement de désinfection afin de diminuer voire d'éliminer les microorganismes.

3.3.3 Marais filtrants

Les marais filtrants sont considérés comme les procédés les plus respectueux de l'environnement car ils se fondent dans celui-ci (Karabelnik *et al.*, 2012 ; Li *et al.*, 2009). Ils sont composés des lits plantés de roseaux, des étangs artificiels ou des lagunes (Figure I-14). Ces procédés de traitement sont déjà utilisés pour l'assainissement des eaux usées mais certaines études se sont focalisées sur les eaux grises et sur la qualité des eaux épurées obtenues (Winward *et al.*, 2008 ; Gross *et al.*, 2007 ; Dallas *et al.*, 2004).

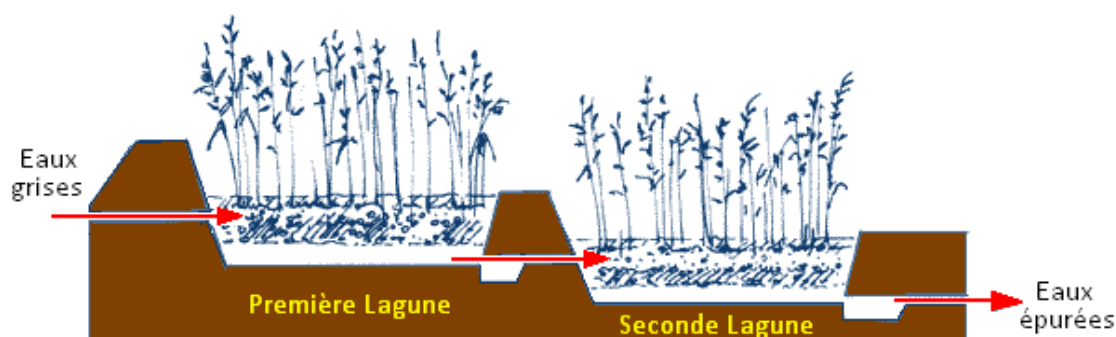


Figure I-14 : Procédé de traitement des eaux grises par lagune à deux étages.

Ces filières reposent sur le traitement des eaux grises par les bactéries épuratrices naturellement présentes dans le sol et dans les eaux grises ainsi que par les plantes. Les eaux à traiter sont amenées sur un massif composé de plantes, de gravier et de sable où les bactéries épuratrices sont fixées. Ces filtres sont souvent constitués de deux étages. Le premier étage retient les particules solides et débute le traitement tandis que le second affine l'épuration.

Les études rapportées par la littérature (Tableau I-12) montrent de bonnes performances, notamment au niveau de la DBO_5 , des MES et de la turbidité. Gross *et al.* (2007) ainsi que Brix et Arias (2005) ont observé plus de 97% d'abattement pour les deux premiers paramètres. Baban *et al.* (2011), Winward *et al.* (2008) ainsi que Dallas *et al.* (2004) ont remarqué une diminution de plus de 93% pour la turbidité. Si les abattements sont corrects, le résiduel obtenu dans l'effluent l'est aussi. Il est inférieur à 6 NTU pour la turbidité, 15 mg.L^{-1} pour les

MES et $5 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$ pour la DBO_5 dans chaque étude où ce paramètre a été mesuré (à l'exception de Paulo (2007) qui a obtenu 34 NTU pour la turbidité et 17 mg.L^{-1} pour les MES).

La DCO est plus difficilement dégradée que les autres paramètres, toutefois la concentration dans les eaux traitées est acceptable ($< 60 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$). Seuls Gross *et al.* (2007) ainsi que Paulo *et al.* (2007) ont obtenu des concentrations résiduelles supérieures (respectivement 157 et $273 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$), en raison de la concentration plus élevée en entrée respectivement de 839 et $570 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$.

Concernant l'entretien, ces procédés demandent peu de maintenance et présentent donc un faible coût de fonctionnement. Un entretien des plantes doit être réalisé (coupe et nouvelle plantation) ainsi qu'un curage tous les cinq à dix ans afin d'éliminer les boues accumulées en fond de lagune (OIEau, 2001). De plus, elles ont l'avantage de s'intégrer dans le paysage et contribuent à la diversification de la faune et de la flore.

3.4. AUTRES APPROCHES

Il existe des procédés hybrides tels que les bioréacteurs à membranes (alliant filtration membranaire et boues activées), ou encore des biofiltres aérés (alliant biomasse fixée et filtration physique). Les performances de ces procédés sont très satisfaisantes car la combinaison des deux procédés permet à la fois une épuration physicochimique et microbiologique. Ces procédés sont considérés comme des technologies innovantes car ils sont robustes.

Ainsi, la plupart des études (Tableau I-13) montre des abattements supérieurs à 95 et 93% pour la turbidité et la DBO_5 (Bani-Melhem et Smith, 2012 ; Liu *et al.*, 2005) et autour de 90% pour la DCO (Ling *et al.*, 2009 ; Lesjean et Gnirss, 2006). Concernant les tensioactifs, les abattements obtenus sont supérieurs à 95%, même avec des eaux grises brutes contenant $60 \text{ mg SABM.L}^{-1}$. Seul le phosphore total apparaît difficilement dégradable car Li *et al.* (2010) et Lesjean et Gnirss (2006) ont obtenu des abattements inférieurs à 55% avec des eaux contenant plus de 2 mg P.L^{-1} .

Au niveau microbiologique, ces procédés semblent performants car peu de coliformes sont retrouvés dans l'effluent de sortie et des abattements de $3 \log_{10}$ sont régulièrement

obtenus (Bani-Melhem et Smith, 2012 ; Merz *et al.*, 2007 ; Friedler *et al.*, 2006a). De plus, les effluents contiennent moins de 68 UFC.100 mL⁻¹. Il serait intéressant d'envisager l'analyse d'autres microorganismes afin de voir s'il est possible d'atteindre les mêmes abattements.

Si la combinaison de procédés physiques et biologiques permet généralement d'augmenter la qualité de l'effluent, elle augmente aussi significativement le coût de production des eaux traitées. Il est nécessaire de nettoyer régulièrement la membrane de filtration afin de s'assurer du bon fonctionnement du procédé.

Tableau I-13 : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé hybride.

Référence	Type de procédé	Turbidité			MES			DBO ₅			DCO			N _{tot}		
		NTU			mg.L ⁻¹			mg O ₂ .L ⁻¹			mg O ₂ .L ⁻¹			mg N.L ⁻¹		
		Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)
Lesjean et Gnirss (2006)	BRM				90	<1	100				493	24	95	21	10	
Hocaoglu <i>et al.</i> (2013)	BRM + MF				51	<2	>96	117	<5	>96	310	10	97			
Bani-Melhem et Smith (2012)	BRM + UF	96,6	5	95	78	0	100				339	50	85			
Li <i>et al.</i> (2008)	BRM + NF	140	0,5	100										16,5	16,7	
Merz <i>et al.</i> (2007)	BRM + UF	29	0,5	98				59	4	93	109	15	86	15,2	5,7	63
Friedler <i>et al.</i> (2006a)	BRM + UF	65	0	100	92	12	87	69	1	98	211	40	81			
Liu <i>et al.</i> (2005)	BRM + UF	146-185	<1	>99	15-50	0	100	99-212	<5	>98	130-322	<40	>88			
Ling <i>et al.</i> (2009)	Biofiltres aérés+ marais filtrants						82			99			95			83
Scheumann et Kraume (2009)	SBR + UF/MF										230	18,9	92	17,1	4,1	76
Gildemeister <i>et al.</i> (2005)	SBR + MF										192	21	89	16,3	9,7	40
Meda et Cornel (2010)	Biofiltres aérés				65	16	75	155	7	95						

BRM : Bioreacteur à membrane ; UF : Ultrafiltration ; SBR : Sequencing batch reactor ; MF : Microfiltration ; NF : Nanofiltration

Tableau I-14 (suite) : Composition des eaux grises brutes (entrée) et traitées (sortie) obtenues avec un procédé hybride.

Référence	Type de procédé	NH ₄ ⁺			NO ₃ ⁻			P _{tot}			Tensioactifs anioniques			Coliformes fécaux		
		mg NH ₄ -N.L ⁻¹			mg NO ₃ -N.L ⁻¹			mg P.L ⁻¹			mg SABM.L ⁻¹			UFC.100 mL ⁻¹		
		Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (%)	Entrée	Sortie	Ab. (log)
Lesjean et Gnirss (2006)	BRM	5,7	<0,2	>96				7,4	3,5	53						
Hocaoglu <i>et al.</i> (2013)	BRM + MF	1,9	0,2	89												
Bani-Melhem et Smith (2012)	BRM + UF				0,74	9,4					9,55	0,48	95	2,3.10 ⁵	33	4
Li <i>et al.</i> (2008)	BRM + NF	10,1	11,8					9,7	6,7	31						
Merz <i>et al.</i> (2007)	BRM + UF	11,8	3,3	72	0	2,1		1,6	1,3	19				1,4.10 ⁵	68	3
Friedler <i>et al.</i> (2006a)	BRM + UF													3,4.10 ⁵	27	4
Liu <i>et al.</i> (2005)	BRM + UF	0,6-1	<0,5	>50							3,5-8,9	<0,2	>98			
Ling <i>et al.</i> (2009)	Biofiltres aérés+ marais filtrants			83						61						
Scheumann et Kraume (2009)	SBR + UF/MF	11,9	0,37	97	0,42	3,66										
Gildemeister <i>et al.</i> (2005)	SBR + Membrane	11,2	0,21	98	0,2	5,9		0,53	0,15	72						
Meda et Cornel (2010)	Biofiltres aérés										60	2	97			

BRM : Bioréacteur à membrane ; UF : Ultrafiltration ; SBR : Sequencing batch reactor ; MF : Microfiltration ; NF : Nanofiltration

4. TRAITEMENT DES EAUX USEES PAR LIT FLUIDISE

4.1. INTRODUCTION

Les procédés de traitement cités précédemment permettent de traiter les eaux grises. Le temps de séjour, l'encombrement, le coût ou le débit d'eau à traiter sont des paramètres importants sur lesquels il faut se baser afin de choisir le procédé de traitement approprié. De plus, il doit permettre d'obtenir une qualité d'eau grise traitée conforme aux réglementations ou normes si elles existent ou du moins acceptable sur le plan sanitaire.

Il existe un autre type de procédé qui est utilisé pour le traitement des eaux usées mais qui n'a jamais été appliqué au traitement des eaux grises. Son principe de fonctionnement, ses performances ainsi que ses avantages sont explicités par la suite.

4.2. PRINCIPE DE FONCTIONNEMENT D'UN REACTEUR A LIT FLUIDISE

Un réacteur à lit fluidisé consiste en une colonne garnie de particules traversée par un fluide. La mise en suspension des particules contenues dans cette colonne s'appelle la fluidisation. Elles sont constamment en mouvement les unes par rapport aux autres et donc leur surface est toujours en contact avec de nouvelles molécules de gaz et de liquide. Selon le débit du fluide, les particules forment un lit plus ou moins dense se comportant comme un milieu poreux. A faible débit, le lit reste fixe. Lorsque le débit circulant de bas en haut à travers le lit de particules augmente, les frottements du gaz sur les particules équilibrent leurs poids et le minimum de fluidisation est atteint. Quand le débit devient supérieur au minimum de fluidisation, le lit se dilate et les particules sont individualisées : la fluidisation est atteinte. Le courant de fluide peut être liquide ou gazeux (fluidisation diphasique) ou composé d'une émulsion liquide-gaz (fluidisation triphasique). Cette dernière est une méthode des plus utiles afin de contrôler précisément les facteurs qui régulent tout échange chimique entre les fluides et les solides (Cathala, 1953).

4.2.1. Fluidisation triphasique

La fluidisation triphasique permet de maintenir en suspension un lit de particules dans une émulsion gaz-liquide. Il existe différents modes de fluidisation triphasique à co-courant ou bien à contre courant, se différenciant par le choix de la phase continue et le sens de la fluidisation (Figure I-15).

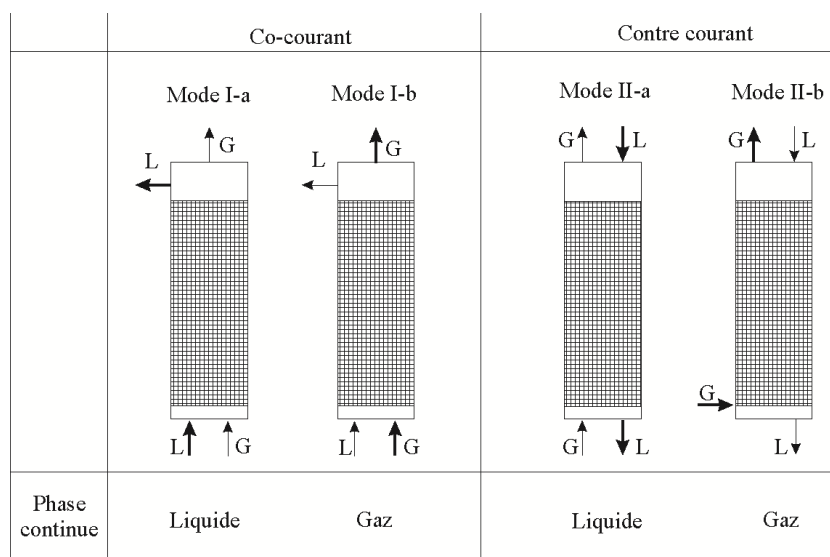


Figure I-15: Fluidisation triphasique (d'après Muroyama et Fan (1985)).

Pour la fluidisation à co-courant (Modes I-a et I-b), le liquide et le gaz circulent dans la même direction ascendante. Dans le mode I-a, la phase continue est liquide et le gaz est introduit sous la forme de bulles traversant le lit. Pour I-b, la phase continue est gazeuse et le liquide est la phase dispersée et se présente sous la forme d'un film liquide ou de fines gouttelettes. Dans la fluidisation à contre courant (Modes II-a et II-b), le liquide et le gaz ont des directions opposées. Le lit de particules est fluidisé par un courant descendant de liquide opposé à la force ascensionnelle des particules (II-a) ou un courant ascendant de gaz (II-b).

La phase gazeuse est différente selon le mode de fonctionnement du réacteur. Si le réacteur fonctionne en anaérobiose (absence d'oxygène dans le milieu), la phase gazeuse est créée par la biomasse. Lorsque les bactéries épuratrices traitent l'eau, elles produisent divers gaz (méthane, mercaptans...) qui sont libérés dans le milieu. Dans le cas d'un réacteur fonctionnant en anaérobiose, les gaz produits font souvent l'objet d'une valorisation énergétique. Cependant, ce mode de fonctionnement comporte quelques désavantages : circuit fermé, maintenance plus élevée, odeur...

A l'inverse, les traitements aérobies permettent l'obtention d'un effluent de bonne qualité avec des temps de séjour relativement faibles (Chan *et al.*, 2009). Si le réacteur fonctionne en aérobiose (présence d'oxygène dans le milieu), l'air constitue la phase gazeuse. Ce dernier joue un rôle primordial dans le traitement des eaux usées par lit fluidisé en aérobiose. Il apporte l'oxygène nécessaire au développement et au maintien des microorganismes dans le réacteur mais il permet aussi la fluidisation du garnissage. Un débit trop élevé peut causer un accroissement significatif du biofilm allant jusqu'au lessivage du réacteur. Un débit trop faible dans le réacteur empêche la fluidisation du garnissage et peut conduire à la dégénérescence de la biomasse, voire au passage du réacteur en anaérobiose. Selon Tavares *et al.* (1995), le rendement du réacteur ne serait pas influencé par le débit d'air.

4.2.2. Matériaux de garnissage

Il existe sur le marché de nombreux garnissages ayant des caractéristiques différentes. Il en existe de tailles, matières et densités différentes. Les plus courants sont constitués de polymères mais certains existent en verre, éponge ou encore en métal. Le choix du matériau peut se faire de façon arbitraire mais certains critères restent importants. Si la matière ou la taille n'ont que peu d'influence sur les performances épuratoires des lits fluidisés (Arumugan et Sabarethinam, 2008), la surface spécifique exprimée en $\text{m}^2.\text{m}^{-3}$ ou la densité ont un rôle primordial. Le Tableau I-15 indique la taille, la composition et la surface spécifique de certains garnissages.

Tableau I-15 : Caractéristiques de différents matériaux de garnissage.

Nom	Taille (10^{-3} m) (longueur x diamètre)	Composition	Surface spécifique ($\text{m}^2.\text{m}^{-3}$)
Kaldnes K1	7 x 11	PEHD	500
Kaldnes K2	15 x 15	PE	350
Kaldnes K3	12 x 25	PE	500
Kaldnes Biochip-M	2,2 x 48	PE	1200
Kaldnes Biochip-P	3 x 45	PE	900
Kaldnes Natrix C2	30 x 36	PE	220
Kaldnes Natrix M2	50 x 64	PE	200
Vinci environnement BMX 1	7 x 9	PE	545
Kaldnes K5	4 x 25	PEHD	800
Degrémont Meteor 660	12 x 12,2	PEHD	660
Degrémont Meteor 450	15 x 22	PEHD	450
Degrémont Meteor 515	15 x 22	PEHD	515

PEHD : Polyéthylène haute densité ; PE : Polyéthylène

La surface spécifique du matériau correspond à la surface accessible à la biomasse afin qu'elle puisse se fixer sur le matériau. Il convient de préciser que la surface spécifique retenue correspond à la surface protégée du garnissage. La surface extérieure du support, confrontée à l'abrasion due aux chocs des particules les unes par rapport aux autres lors de la fluidisation, n'est pas prise en compte dans le calcul. Ainsi, plus la surface spécifique est élevée, plus les bactéries ont de surface pour se développer et tend à augmenter les performances de traitement (Kargi et Eyiisleyen, 1995). Les supports les plus courants dans le traitement des eaux sont les anneaux de garnissage Kaldnes, garnissage développé pour ce type de procédé.

La densité est aussi un facteur important dans le choix du support. Si le choix est porté vers un matériau de densité supérieur au liquide, la fluidisation nécessitera un apport d'énergie supplémentaire et donc un coût supplémentaire. Tandis qu'avec un matériau moins dense, la fluidisation se fera naturellement grâce à l'apport de la phase gazeuse dans le réacteur.

4.3. AVANTAGES ET INCONVENIENTS

Les principaux avantages des lits fluidisés sont leur simplicité de construction et leur échange inter faciaux biofilm-liquide élevé (Sokół *et al.*, 2009 ; Ochieng *et al.*, 2002). Selon Sokół et Halfani (1999), le lit fluidisé surclasse les autres procédés biologiques dans le traitement des eaux grâce au taux élevé de biomasse fixée sur le garnissage. Hirata *et al.* (2000) indiquent un regain d'intérêt pour cette technologie grâce à ce taux élevé qui permet une meilleure dégradation des polluants. De plus, comparés aux autres procédés biologiques tels que les boues activées, les lits fluidisés sont compacts et produisent moins de boues à traiter. En effet, Nicolella *et al.* (2000) indiquent qu'un lit fluidisé occupe seulement 10% de l'espace requis par un bassin d'épuration. De plus, selon Cooper et Wheeldon (1980), ce procédé est idéal pour le traitement des eaux ayant une forte variation de charge.

L'un des paramètres importants du lit fluidisé est la croissance de la biomasse sur le matériau support (Ochieng *et al.*, 2002). Le taux de croissance est un facteur crucial, sans quoi les performances du lit fluidisé peuvent fortement diminuer. L'utilisation d'un garnissage fluidisé comme support de biofilm permet d'entretenir le traitement et d'ajuster la quantité de biomasse présente dans le réacteur en jouant sur la quantité de support. Cependant, ce développement élevé peut devenir un problème. Une trop forte croissance du biofilm sur le support peut totalement changer sa densité et les transferts de matière entre le liquide et la

biomasse. Ce phénomène peut alors fortement diminuer l'efficacité du traitement et modifier l'hydrodynamique du réacteur (Pareek *et al.*, 2001 ; Karapinar et Kargi, 1996) et donc les performances de traitement. En effet, l'augmentation de la concentration de biomasse induit une augmentation de la quantité d'oxygène nécessaire à leur survie, et peut modifier les conditions aérobies du procédé. Il est alors possible qu'une partie du réacteur devienne anaérobie.

En jouant sur la quantité de support de biomasse, les lits fluidisés permettent de traiter les eaux usées avec de faibles temps de séjour et des équipements de petites tailles (Souza *et al.*, 2004). De plus, contrairement au lit fixe, il est possible d'ajouter ou de soustraire une partie de garnissage sans devoir arrêter le procédé (Sokół, 2001). Cela permet d'ajuster la quantité de biomasse dans le réacteur ainsi que le traitement. Cependant, il est nécessaire d'effectuer un suivi régulier de l'eau traitée obtenue.

4.4. EFFICACITE DE TRAITEMENT

Souza *et al.* (2004) ont montré que les performances des lits fluidisés sont meilleures lorsque les eaux à traiter présentent une pollution plus élevée. En effet, le transport des substrats (oxygène, carbone et azote) vers la biomasse est régi par la diffusion et résulte d'un gradient de concentration. La pénétration de ces substrats vers la biomasse dépend à la fois de la porosité du biofilm, de la concentration initiale dans les eaux à traiter mais aussi de la cinétique de biodégradation. Lorsque la charge est plus élevée dans les eaux à traiter, la diffusion de la pollution vers le biofilm est meilleure et donc les performances épuratoires sont plus élevées.

Au niveau du traitement des eaux, les études ont montré que les lits fluidisés pouvaient permettre un abattement atteignant 98% pour la DCO (Haroun et Idris 2009 ; Borja *et al.*, 2001), 95% pour la DBO₅ (Haroun et Idris 2009 ; Sen et Demirer 2003 ; Hirata *et al.*, 2000) et jusqu'à 99,9% pour les MES (Lohi *et al.*, 2008). Pour Sen et Demirer (2003), les eaux usées utilisées sont des eaux de fabriques de textiles en coton. Le lit fluidisé fonctionne en anaérobiose et le support utilisé est en pierre ponce. Lohi *et al.* (2008) ont étudié le traitement d'eaux usées contaminées par du carburant. Le lit fluidisé fonctionnait dans des conditions aérobies et le support utilisé était composé de roche volcanique. Ces deux études sont différentes par leurs fonctionnements mais leurs performances sont équivalentes. En effet, la

DCO a pu être réduite à une concentration inférieure à $100 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ alors que les eaux usées brutes contenaient jusqu'à $3000 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$.

Sokół et Halfani (1999) ont essayé plusieurs supports de garnissage pour traiter les eaux usées industrielles. Ils recommandent l'utilisation d'un garnissage en polyéthylène de densité inférieure à 1 car la fluidisation s'effectue aisément grâce à l'apport d'air dans le milieu qui diminue la masse volumique de l'eau. Celle du garnissage devient donc supérieure et entraîne sa fluidisation.

L'efficacité des réacteurs à lit fluidisé est donc liée à la concentration de biomasse présente dans le réacteur, aux phénomènes de diffusion de la pollution organique biodégradable vers le biofilm et aux caractéristiques du matériau de garnissage.

4.5. MODELISATION

L'utilisation de réacteurs à lit fluidisé, pour le traitement des eaux, nécessite une bonne connaissance des phénomènes de transfert. Ces réacteurs sont gouvernés par les dispersions axiales et radiales et dépendent de nombreux facteurs tels que l'équipement (diamètre et hauteur de la colonne, taille du diffuseur...), les propriétés des phases (liquide, solide et gazeuse) ainsi que des conditions opératoires (débits de la phase liquide et la phase gazeuse, porosité du lit...). Dans le cas de réacteurs ayant un rapport diamètre/hauteur faible, la dispersion radiale peut-être négligée (Turan et Ozturk, 1997).

Deux cas peuvent être observés pour le mélange axial. Il peut être considéré comme complet lorsque le liquide est entièrement mélangé (réacteur parfaitement agité) ou il n'y a pas de mélange et toutes les molécules ont le même temps de séjour (réacteur piston).

Le comportement hydrodynamique de réacteurs réels peut être modélisé à partir de ces deux réacteurs voire d'une combinaison des deux (Levenspiel, 1998). Dans le cas où le comportement hydrodynamique n'est pas celui de réacteurs idéaux mais s'en rapproche, une combinaison d'études cinétiques, de l'hydrodynamique et du transfert de matières peut être nécessaire (Alizadeh *et al.*, 2004). Ces réacteurs sont difficiles à modéliser à cause de la complexité des modèles d'écoulement (Shamiri *et al.*, 2012).

Le calcul du terme de dispersion D (analogue au nombre de Péclet) combiné à la détermination de la Distribution des Temps de Séjour (DTS) est alors souvent utilisé. Le facteur de dispersion est un nombre sans dimension, fonction de la hauteur du lit (L) et de la vitesse d'écoulement (u) représenté sous la forme ($\frac{D}{uL}$). Les réacteurs à lit fluidisé étant définis par des mélanges élevés, la détermination de la Distribution des Temps de Séjour (DTS) peut parfois suffire à déterminer leur comportement hydrodynamique (Giojelli *et al.*, 2001) et simplifier la modélisation du réacteur.

5. CONCLUSION DE L'ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Cette étude bibliographique a permis de mettre en évidence plusieurs points. Premièrement, les eaux grises de salle de bain et de machine à laver représentent 51% des consommations quotidiennes d'eau potable. Ces eaux grises présentent une charge polluante moins élevée que celles des eaux usées. Elle représente sans conteste la meilleure source de valorisation à l'échelle domestique. Dans la suite de l'étude, seules les eaux grises de machine à laver et de salle de bain (ou un mélange des deux) seront étudiées.

Deuxièmement, il existe dans la littérature divers procédés de traitement des eaux grises, qu'ils soient physiques, chimiques, biologiques voire des procédés alliant plusieurs technologies. Le choix du procédé est dicté par la composition de l'effluent à traiter, la qualité désirée des eaux traitées mais aussi le coût de traitement et l'encombrement. La composition des eaux grises de salle de bain et de douche a orienté le choix du procédé de traitement vers un procédé biologique. Le coût et l'encombrement ont quant à eux, orienté le choix vers un réacteur à lit fluidisé fonctionnant en conditions aérobies. Ce dernier présente de bonnes performances épuratoires lorsqu'il est appliqué au traitement des eaux usées. Toutefois, n'ayant jamais été utilisé pour le traitement des eaux grises, l'optimisation des paramètres de fonctionnement est nécessaire afin de l'adapter au traitement des eaux grises.

Au regard des conclusions de cette étude bibliographique, ce travail de thèse a pour objectif :

- d'optimiser le réacteur à lit fluidisé par la connaissance de son comportement hydrodynamique et par la modélisation de la dégradation qui s'opère dans celui-ci ;
- d'évaluer les performances épuratoires physicochimiques et microbiologiques du réacteur à lit fluidisé optimisé et d'établir si la qualité des eaux grises traitées est satisfaisante au regard de la réglementation française pour l'irrigation d'espaces verts ;
- de caractériser les dangers sanitaires et environnementaux liés à la réutilisation des eaux grise traitées.

6. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbott S., Caughley B., Douwes J. (2006) A survey of the microbiological quality of roof-collected rainwater of private dwellings in New Zealand. *New Zealand Institute of Environmental Health*, 1-24.
- Abdel-Kader A. M. (2013) Studying the efficiency of grey water treatment by using rotating biological contactors system. *Journal of King Saud University*. **25**(2), 89-95.
- Abdulla F. A., Al-Shareef A. W. (2009) Roof rainwater harvesting systems for household water supply in Jordan. *Desalination*. **243**(1-3), 195-207.
- AEE (1999) Une utilisation durable de l'eau européenne? État, perspectives et résultats. Rapport d'évaluation de l'environnement. Rapport d'évaluation de l'environnement 7. Agence Européenne pour l'Environnement. Copenhague.
- AFNOR (Association Française de Normalisation)
- NF EN 1717 Mars 2001 Protection contre la pollution de l'eau potable dans les réseaux intérieurs et exigences générales des dispositifs de protection contre la pollution par retour
- Albrechtsen H. J. (2002) Microbiological investigations of rainwater and graywater collected for toilet flushing. *Water science and technology*. **46**(6-7), 311-316.
- Alfiya Y., Danti O., Stoler-Katz A., Zoubi A., Shaviv A., Friedler E. (2012) Potential impacts of on-site greywater reuse in landscape irrigation. *Water Science and Technology*. **65**(4), 757-764.
- Alizadeh M., Mostoufi N., Pourmahdian S., Sotudeh-Gharebagh R. (2004) Modeling of fluidized bed reactor of ethylene polymerization. *Chemical Engineering Journal*. **97**(1), 27-35.
- Almeida M., Butler D., Friedler E. (1999) At-source domestic wastewater quality. *Urban Water*. **1**(1), 49-55.

- Antonopoulou G., Kirkou A., Stasinakis A. S. (2013) Quantitative and qualitative greywater characterization in Greek households and investigation of their treatment using physicochemical methods. *Science of The Total Environment*. **454–455**, 426-432.
- Aonghusa C. N., Gray N. F. (2002) Laundry Detergents as a Source of Heavy Metals in Irish Domestic Wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. **37**(1), 1-6.
- Appan A. (2000) A dual-mode system for harnessing roofwater for non-potable uses. *Urban Water*. **1**(4), 317-321.
- Aptel P., Moulin P., Quemeneur F. (2002) Micro et ultrafiltration conduite des essais pilotes, traitements des eaux et effluents. *Les Cahiers du CFM n°2*.
- Arumugan A., Sabarethinam P. (2008) Performance of a three-phase fluidized bed reactor with different support particles in treatment of dairy wastewater. *ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences*. **3**(5), 42-44.
- Atasoy E., Murat S., Baban A., Tiris M. (2007) Membrane bioreactor (MBR) treatment of segregated household wastewater for reuse. *Clean*. **35**(5), 465-472.
- Australian Government Department of Health (2004) *Guidance on use of rainwater tanks*. Online ISBN: 978-1-74241-326-6
- Baban A., Hocaoglu S. M., Atasoy E. A., Gunes K., Ayaz S., Regelsberger M. (2010) Grey water treatment and reuse by using RBC: A kinetic approach. *Desalination and Water Treatment*. **23**(1-3), 89-94.
- Baban A., Hocaoglu S. M., Atasoy E., Regelsberger M. (2011) "Appraisal of technical options for grey water treatment processes". *3rd International Congress Smallwat11. Wastewater in Small Communities*. Séville, Espagne.
- Baggett S., Jeffrey P., Jefferson B. (2006) Risk perception in participatory planning for water reuse. *Desalination*. **187**(1-3), 149-158.
- Bani-Melhem K., Smith E. (2012) Grey water treatment by a continuous process of an electrocoagulation unit and a submerged membrane bioreactor system. *Chemical Engineering Journal*. **198–199**(0), 201-210.

- Bes-Piá A., Mendoza-Roca J. A., Alcaina-Miranda M. I., Iborra-Clar A., Iborra-Clar M. I. (2002) Reuse of wastewater of the textile industry after its treatment with a combination of physico-chemical treatment and membrane technologies. *Desalination*. **149**(1-3), 169-174.
- Birks R., Colbourne J., Hills S., Hobson R. (2004) Microbiological water quality in a large in-building, water recycling facility. *Water science and technology*. **50**(2), 165-172.
- Birks R., Hills S. (2007) Characterisation of Indicator Organisms and Pathogens in Domestic Greywater for Recycling. *Environmental Monitoring and Assessment*. **129**(1-3), 61-69.
- Borboudaki K. E., Paranychianakis N. V., Tsagarakis K. P. (2005) Integrated wastewater management reporting at tourist areas for recycling purposes, including the case study of Hersonissos, Greece. *Environmental Management*. **36**(4), 610-623.
- Borja R., González E., Raposo F., Millán F., Martín A. (2001) Performance evaluation of a mesophilic anaerobic fluidized-bed reactor treating wastewater derived from the production of proteins from extracted sunflower flour. *Bioresource Technology*. **76**(1), 45-52.
- Boyjoo Y., Pareek V. K., Ang M. (2013) A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water science and technology*. **67**(7), 1403-1424.
- Brewer D., Brown R., Stanfield G. (2001) *Rainwater and Greywater in Buildings: Project Report and Case Studies*. Ed : Building Services Research & Information Association. 105 pages. ISBN : 9780860225775
- Brix H., Arias C. A. (2005) The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*. **25**(5), 491-500.
- BSI (2010). Greywater systems-Part 1. Code of practice. British Standard Publications BS8525-1:2010. ISBN : 9780580634758
- Campos C. (2008) New perspectives on microbiological water control for wastewater reuse. *Desalination*. **218**(1-3), 34-42.

- Carr G., Potter R. B., Nortcliff S. (2011) Water reuse for irrigation in Jordan: Perceptions of water quality among farmers. *Agricultural Water Management*. **98**(5), 847-854.
- Casanova L. M., Gerba C. P., Karpiscak M. (2001) Chemical and microbial characterization of household graywater. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*. **36**(4), 395-401.
- Cathala J. (1953) Fluidization and the research methods of Chemical Engineering Science. *Chemical Engineering Science*. **2**(6), 273-281.
- Chaillou K., Gérente C., Andrès Y., Wolbert D. (2010) Bathroom Greywater Characterization and Potential Treatments for Reuse. *Water, Air, and Soil Pollution*. **215**, 31-42.
- Chan Y. J., Chong M. F., Law C. L., Hassell D. G. (2009) A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*. **155**(1-2), 1-18.
- Chen Z., Ngo H. H., Guo W., Wang X. C., Miechel C., Corby N., Listowski A., O'Halloran K. (2013) Analysis of social attitude to the new end use of recycled water for household laundry in Australia by the regression models. *Journal of Environmental Management*. **126**, 79-84.
- Chin W. H., Roddick F. A., Harris J. L. (2009) Greywater treatment by UVC/H₂O₂. *Water Research*. **43**(16), 3940-3947.
- Christova-Boal D., Eden R. E., McFarlane S. (1996) An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*. **106**(1-3), 391-397.
- Ciabattia I., Cesaro F., Faralli L., Fatarella E., Tognotti F. (2009) Demonstration of a treatment system for purification and reuse of laundry wastewater. *Desalination*. **245**(1-3), 451-459.
- CIEau (2012) L'eau au quotidien. Mieux la connaître, mieux l'apprécier. www.cieau.com.
- Coleman J., Hench K., Garbutt K., Sexstone A., Bissonnette G., Skousen J. (2001) Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution*. **128**(3-4), 283-295.

- Commission européenne, Eurostat (2003) Utilisation de l'eau et traitement des eaux usées dans l'UE et les pays candidats. *ISSN : 1562-3084*.
- Cooper P. F., Wheeldon D. H. V. (1980) Fluidized and Expanded Bed Reactors for Wastewater Treatment. *Water Pollution Control*. **79**(2)
- Croum I., De Gouvello B. (2003) Récupération et utilisation des eaux pluviales: opération expérimentale du petit Quevilly. Analyses physicochimiques et bactériologiques. Ed : *CSTB*. 48 pages.
- CSHPF. (1991) Recommandations sanitaires relatives à l'utilisation, après épuration, des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation des cultures et des espaces verts. Ministère de la santé et des solidarités.
- Dalahmeh S. S., Pell M., Vinneras B., Hylander L. D., Oborn I., Jonsson H. (2012) Efficiency of bark, activated charcoal, foam and sand filters in reducing pollutants from greywater. *Water, Air, and Soil Pollution*. **223**(7), 3657-3671.
- Dallas S., Scheffe B., Ho G. (2004) Reedbeds for greywater treatment-A case study in Santa Elena-Monteverde, Costa Rica, Central America. *Ecological Engineering*. **23**(1), 55-61.
- DeBoer J., Linstedt K. . (1985) Advances in water reuse applications. *Water Research*. **19**(11), 1455-1461.
- Dewettinck T., Van Houtte E., Geenens D., Van Hege K., Verstraete W. (2001) HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Points) to guarantee safe water reuse and drinking water production--a case study. *Water Science and Technology*. **43**(12), 31-38.
- Diaper C., Dixon A., Bulier D., Fewkes A., Parsons S. A., Strathern M., Stephenson T., Strutt J. (2001) Small scale water recycling systems--risk assessment and modelling. *Water Science and Technology*. **43**(10), 83-90.
- Dillon P. (2000) Water reuse in Australia: current status, projections and research. *Proceedings of Water Recycling Australia*. Adelaide, 19-20 October 2000, 99–104.
- Domènech L., Saurí D. (2010) Socio-technical transitions in water scarcity contexts: Public acceptance of greywater reuse technologies in the Metropolitan Area of Barcelona. *Resources, Conservation and Recycling*. **55**(1), 53-62.

- Donner E., Eriksson E., Revitt D., Scholes L., Lützhøft H.-C. H., Ledin A. (2010) Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems. *Science of The Total Environment*. **408**(12), 2444-2451.
- Elmitwalli T. A., Shalabi M., Wendland C., Otterpohl R. (2007) Grey water treatment in UASB reactor at ambient temperature. *Water Science and technology*. **55**(7), 173–180.
- Ensink J. H. J. (2002) Use of untreated wastewater in peri-urban agriculture in Pakistan: risks and opportunities. Ed : *IWMI Research Report* 64.
- EPA Victoria (2013) Guidelines for environmental Management: Code of practice-Onsite wastewater management. N°891.3. <http://www.epa.vic.gov.au>
- Eriksson E., Auffarth K., Henze M., Ledin A. (2002) Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*. **4**(1), 85-104.
- Failla B., Spadoni M., Stante L., Cimatti E., Bortone G. (2001) The Aquasave Project: an innovative water saving system in a residential building, Italy. *Integrated Water Resources Management*. **272**, 121-125.
- Finley S., Barrington S., Lyew D. (2008) Reuse of Domestic Greywater for the Irrigation of Food Crops. *Water, Air, and Soil Pollution*. **199**(1-4), 235-245.
- Fiona Barker S., O'Toole J., Sinclair M. I., Leder K., Malawaraarachchi M., Hamilton A. J. (2013) A probabilistic model of norovirus disease burden associated with greywater irrigation of home-produced lettuce in Melbourne, Australia. *Water Research*. **47**(3), 1421-1432.
- Fontanier V., Albet J., Baig S., Molinier J. (2005) Simulation of pulp mill wastewater recycling after tertiary treatment. *Environmental technology*. **26**(12), 1335-1344.
- Friedler E. (2004) Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities. *Environmental technology*. **25**(9), 997-1008.
- Friedler E., Alfiya Y. (2010) Physicochemical treatment of office and public buildings greywater. *Water Science and Technology*. **62**(10), 2357-2363.

- Friedler E., Hadari M. (2006) Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings. *Desalination*. **190**(1–3), 221-234.
- Friedler E., Katz I., Dosoretz C. G. (2008) Chlorination and coagulation as pretreatments for greywater desalination. *Desalination*. **222**(1–3), 38-49.
- Friedler E., Kovalio R., Galil N. I. (2005) On-site greywater treatment and reuse in multi-storey buildings. *Water Science and Technology*. **51**(10), 187-194.
- Friedler E., Kovalio R., Ben-Zvi A. (2006a) Comparative study of the microbial quality of greywater treated by three on-site treatment systems. *Environmental technology*. **27**(6), 653-663.
- Friedler E., Lahav O., Jizhaki H., Lahav T. (2006b) Study of urban population attitudes towards various wastewater reuse options: Israel as a case study. *Journal of Environmental Management*. **81**(4), 360-370.
- García-Pérez A., Harrison M., Grant B., Chivers C. (2013) Microbial analysis and chemical composition of maize (*Zea mays*, L.) growing on a recirculating vertical flow constructed wetland treating sewage on-site. *Biosystems Engineering*. **114**(3), 351-356.
- Ghisi E., Ferreira D. F. (2007) Potential for potable water savings by using rainwater and greywater in a multi-storey residential building in southern Brazil. *Building and Environment*. **42**(7), 2512-2522.
- Gildemeister R., Drews A., Kraume M. (2005) Greywater treatment in a submerged membrane sequencing batch reactor (SM-SBR). *Environment Protection Engineering*. **31**(3-4), 39-52.
- Giojelli B., Verdier C., Hihn J. Y., Béteau J. F., Rozzi A. (2001) Identification of axial dispersion coefficients by model method in gas/liquid/solid fluidised beds. *Chemical Engineering and Processing*. **40**(2), 159-166.
- Global Water Intelligence (2005). Water Reuse Markets 2005- 2015: A Global Assessment & Forecast. Ed : Media Analytics Ltd. ISBN : 978-0954770532. 262 pages.

- Gozálvez-Zafrilla J. M., Sanz-Escribano D., Lora-García J., León Hidalgo M. C. (2008) Nanofiltration of secondary effluent for wastewater reuse in the textile industry. *Desalination*. **222**(1–3), 272-279.
- Gross A., Shmueli O., Ronen Z., Raveh E. (2007) Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)-a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. *Chemosphere*. **66**(5), 916-923.
- Gual M., Moiã A., March J. G. (2008) Monitoring of an indoor pilot plant for osmosis rejection and greywater reuse to flush toilets in a hotel. *Desalination*. **219**(1-3), 81-88.
- Guilbaud J., Massé A., Andrès Y., Combe F., Jaouen P. (2012) Influence of operating conditions on direct nanofiltration of greywaters: Application to laundry water recycling aboard ships. *Resources, Conservation and Recycling*. **62**, 64-70.
- Haider W., Rasid H. (2002) Eliciting public preferences for municipal water supply options. *Environmental Impact Assessment Review*. **22**(4), 337-360.
- Hamaiedeh-Al H., Bino M. (2010) Effect of treated grey water reuse in irrigation on soil and plants. *Desalination*. **256**(1-3), 115-119.
- Hamm U., Schabel S. (2007) Effluent-free papermaking: industrial experiences and latest developments in the German paper industry. *Water science and technology*. **55**(6), 205.
- Haroun M., Idris A. (2009) Treatment of textile wastewater with an anaerobic fluidized bed reactor. *Desalination*. **237**(1-3), 357-366.
- Hartemann P. (2004) Contamination des eaux en milieu professionnel. *EMC - Toxicologie-Pathologie*. **1**(2), 63-78.
- Hartley T. W. (2006) Public perception and participation in water reuse. *Desalination*. **187**(1-3), 115-126.
- Havelaar A. H. (1994) Application of HACCP to drinking water supply. *Food Control*. **5**(3), 145-152.
- Hernández Leal L., Temmink H., Zeeman G., Buisman C. J. N. (2011) Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. *Desalination*. **270**(1–3), 111-115.

- Hernández Leal L., Temmink H., Zeeman G., Buisman C. J. N. (2010) Comparison of Three Systems for Biological Greywater Treatment. *Water*. **2**(2), 155-169.
- Hernández Leal L., Zeeman G., Temmink H., Buisman C. (2007) Characterisation and biological treatment of greywater. *Water Science and Technology*. **56**, 193-200.
- Hirata A., Takemoto T., Ogawa K., Auresenia J., Tsuneda S. (2000) Evaluation of kinetic parameters of biochemical reaction in three-phase fluidized bed biofilm reactor for wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*. **5**(2), 165-171.
- Hocaoglu S. M., Atasoy E., Baban A., Orhon D. (2013) Modeling biodegradation characteristics of grey water in membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*. **429**, 139-146.
- Hourlier F. (2010) Traitements des eaux grises par procédés membranaires et/ou biologiques en vue de leur recyclage à l'intérieur du bâtiment. *Thèse de doctorat de l'université de Nantes*. (292 pages), P.43.
- Hourlier F., Massé A., Jaouen P., Lakel A., Gérente C., Faur C., Cloirec P. L. (2010) Membrane process treatment for greywater recycling: investigations on direct tubular nanofiltration. *Water Science and Technology*. **62**(7), 1544-1550.
- ISO (International Organization for Standardization)
- ISO 31000 - Management du risque
- Itayama T., Kiji M., Suetsugu A., Tanaka N., Saito T., Iwami N., Mizuochi M., Inamori Y. (2006) On site experiments of the slanted soil treatment systems for domestic gray water. *Water Science and Technology*. **53**(9), 193-201.
- Jabornig S., Favero E. (2013) Single Household Greywater Treatment with a Moving Bed Biofilm Membrane Reactor (MBBMR). *Journal of Membrane Science*. **446** 277-285.
- Jackson S., Rodda N., Salukazana L. (2006) Microbiological assessment of food crops irrigated with domestic greywater. *Water SA*. **32**(5) Special edn. WISA 2006.

- Jagals C., Jagals P. (2004) Application of HACCP principles as a management tool for monitoring and controlling microbiological hazards in water treatment facilities. *Water Science and Technology*. **50**(1), 69-76.
- Jayyousi-Al O. (2004) Greywater reuse: knowledge management for sustainability. *Desalination*. **167**, 27-37.
- Jayyousi-Al O. R. (2003) Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination*. **156**(1-3), 181-192.
- Jefferson B., Laine A., Parsons S., Stephenson T., Judd S. (1999) Technologies for domestic wastewater recycling. *Urban Water*. **1**(4), 285-292.
- Jefferson B., Palmer A., Jeffrey P., Stuetz R., Judd S. (2004) Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science and Technology*. **50**(2), 157-164.
- Journal officiel de la république française (2010) Arrêté du 2 août 2010 relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts. 8 pages.
<http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000022753522&dateTexte=&categorieLien=id>
- Jordanian Standard (2006), Water-Reclaimed domestic wastewater. JS : 893.
<http://www.jsmo.gov.jo/>
- Karabelnik K., Kõiv M., Kasak K., Jenssen P. D., Mander Ü. (2012) High-strength greywater treatment in compact hybrid filter systems with alternative substrates. *Ecological Engineering*. **49**(0), 84-92.
- Karapinar I., Kargi F. (1996) Effect of particle number density on wastewater treatment performance of a fluidized-bed bioreactor. *Enzyme and Microbial Technology*. **19**(2), 140-144.
- Kargi F., Eyiisleyen S. (1995) Batch biological treatment of synthetic wastewater in a fluidized bed containing wire mesh sponge particles. *Enzyme and Microbial Technology*. **17**(2), 119-123.

- Kim R. H., Lee S., Jeong J., Lee J.-H., Kim Y.-K. (2007) Reuse of greywater and rainwater using fiber filter media and metal membrane. *Desalination*. **202**(1-3), 326-332.
- Lahnsteiner J., Klegraf F. (2005) Industrial Water Reuse Case Studies. *IWA Newsletter of the Specialist group on Water Reuse*.
- Laine A. (2001) Technology fo greywater recycling in buildings. *PhD thesis, Cranfield University, Bedfordshire, UK*.
- Lamine M., Bousselmi L., Ghrabi A. (2007) Biological treatment of grey water using sequencing batch reactor. *Desalination*. **215**(1-3), 127-132.
- Leclerc H., Festy B., Lazar P. (1982) Connaissances actuelles sur la pathologie hydrique. *Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique*. **30**, 363-385.
- Lesjean B., Gnirss R. (2006) Grey water treatment with a membrane bioreactor operated at low SRT and low HRT. *Desalination*. **199**(1-3), 432-434.
- Levenspiel O. (1998) *Chemical Reaction Engineering*, New York, Ed : John Wiley & sons. ISBN : 978-0471254249.
- Li F., Behrendt J., Wichmann K., Otterpohl R. (2008) Resources and nutrients oriented greywater treatment for non-potable reuses. *Water Science and Technology*. **57**(12), 1901-1908.
- Li F., Wichmann K., Otterpohl R. (2009) Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of The Total Environment*. **407**(11), 3439-3449.
- Li Z., Boyle F., Reynolds A. (2010) Rainwater harvesting and greywater treatment systems for domestic application in Ireland. *Desalination*. **260**(1-3), 1-8.
- Lin C.-J., Lo S.-L., Kuo C.-Y., Wu C.-H. (2005) Pilot-Scale Electrocoagulation with Bipolar Aluminum Electrodes for On-Site Domestic Greywater Reuse. *Journal of Environmental Engineering*. **131**(3), 491-495.
- Ling T. Y., Apun K., Zainuddin S. R. (2009) Performance of a pilot-scale biofilters and constructed wetland with ornamental plants in greywater treatment. *World Applied Sciences Journal*. **6**(11), 1555-1562.

- Liu R., Huang X., Chen L., Wen X., Qian Y. (2005) Operational performance of a submerged membrane bioreactor for reclamation of bath wastewater. *Process Biochemistry*. **40**(1), 125-130.
- Liu S., Butler D., Memon F. A., Makropoulos C., Avery L., Jefferson B. (2010) Impacts of residence time during storage on potential of water saving for grey water recycling system. *Water Research*. **44**(1), 267-277.
- Lohi A., Alvarez Cuenca M., Anania G., Upreti S. R., Wan L. (2008) Biodegradation of diesel fuel-contaminated wastewater using a three-phase fluidized bed reactor. *Journal of Hazardous Materials*. **154**(1-3), 105-111.
- Ludwig A. (2000) Create an Oasis With Greywater: Your Complete Guide to Choosing, Building and Using Greywater Systems, includes Branched Drains. Santa Barbara, Ed : Oasis Design. 144 pages. ISBN : 9780964343399
- Madaeni S. S., Mansourpanah Y. (2006) Screening membranes for COD removal from dilute wastewater. *Desalination*. **197**(1-3), 23-32.
- Mahmoud N., Amarneh M. N., Al-Sa'ed R., Zeeman G., Gijzen H., Lettinga G. (2003) Sewage characterisation as a tool for the application of anaerobic treatment in Palestine. *Environmental pollution*. **126**(1), 115-122.
- Maimon A., Tal A., Friedler E., Gross A. (2012) Safe on-Site Reuse of Greywater for Irrigation - A Critical Review of Current Guidelines. *Environmental Science & Technology*. **44**(9), 3213-3220.
- Mandal D., Labhasetwar P., Dhone S., Dubey A. S., Shinde G., Wate S. (2011) Water conservation due to greywater treatment and reuse in urban setting with specific context to developing countries. *Resources, Conservation and Recycling*. **55**(3), 356-361.
- Mänttari M., Kuosa M., Kallas J., Nyström M. (2008) Membrane filtration and ozone treatment of biologically treated effluents from the pulp and paper industry. *Journal of Membrane Science*. **309**(1-2), 112-119.
- March J. ., Gual M., Orozco F. (2004) Experiences on greywater re-use for toilet flushing in a hotel (Mallorca Island, Spain). *Desalination*. **164**(3), 241-247.

- Mba D. (2003) Mechanical evolution of the rotating biological contactor into the 21st century. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part E: Journal of Process Mechanical Engineering*. **217**(3), 189–219.
- Meda A., Cornel P. (2010) Greywater treatment with biological aerated filter (BAF) for urban water reuse. *Water Science and Technology-Water Supply*. **10**(6), 907-914.
- Menegaki A. N., Hanley N., Tsagarakis K. P. (2007) The social acceptability and valuation of recycled water in Crete: A study of consumers' and farmers' attitudes. *Ecological Economics*. **62**(1), 7-18.
- Menegaki A. N., Mellon R. C., Vrentzou A., Koumakis G., Tsagarakis K. P. (2009) What's in a name: Framing treated wastewater as recycled water increases willingness to use and willingness to pay. *Journal of Economic Psychology*. **30**(3), 285-292.
- Merz C., Scheumann R., El Hamouri B., Kraume M. (2007) Membrane bioreactor technology for the treatment of greywater from a sports and leisure club. *Desalination*. **215**(1-3), 37-43.
- Metcalf et Eddy (2002) *Wastewater engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*, New York, Ed : McGraw-Hill. 1878 pages. ISBN : 978-0070418783
- Ministerio de la presidencia (2007) Real decreto por el que se establece el régimen jurídico dela reutilización de las aguas depuradas. Real decreto 1620/2007.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio Norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue. *Gazzetta Ufficiale N. 108 del 11 Maggio 2006*.
- Misra R. K., Patel J. H., Baxi V. R. (2010) Reuse potential of laundry greywater for irrigation based on growth, water and nutrient use of tomato. *Journal of Hydrology*. **386**(1-4), 95-102.
- Misra R. K., Sivongxay A. (2009) Reuse of laundry greywater as affected by its interaction with saturated soil. *Journal of Hydrology*. **366**(1-4), 55-61.
- Möbius C. H., Helble A. (2004) Combined ozonation and biofilm treatment for reuse of papermill wastewaters. *Water Science and Technology*. **49**(4), 319-323.

- Mojid M. A., Wyseure G. C. L., Biswas S. K., Hossain A. B. M. Z. (2010) Farmers' perceptions and knowledge in using wastewater for irrigation at twelve peri-urban areas and two sugar mill areas in Bangladesh. *Agricultural Water Management*. **98**(1), 79-86.
- Muroyama K., Fan L.-S. (1985) Fundamentals of gas-liquid-solid fluidization. *AIChE Journal*. **31**(1), 1-34.
- Muthukumaran S., Baskaran K., Sexton N. (2011) Quantification of potable water savings by residential water conservation and reuse - A case study. *Resources, Conservation and Recycling*. **44**(11), 945-952.
- Nghiem L. D., Oschmann N., SchÄ¶fer A. I. (2006) Fouling in greywater recycling by direct ultrafiltration. *Desalination*. **187**(1-3), 283-290.
- Nicolella C., van Loosdrecht M. C. M., Heijnen J. J. (2000) Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *Journal of Biotechnology*. **80**(1), 1-33.
- Nolde E. (2000) Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings - over ten years experience in Berlin. *Urban Water*. **1**(4), 275-284.
- NSW government (2008) Greywater reuse in sewerred, single household residential premises. <http://www.water.nsw.gov.au/>
- Tunisian standards (1989) Tunisian standards of the treated wastewater quality reused in agriculture. NT 106-03.
- OMS. (2006). Safe use of wastewater excreta and greywater - Wastewater use in agriculture. World Health Organization, Geneva.
- O'Toole J., Sinclair M., Malawaraarachchi M., Hamilton A., Barker S. F., Leder K. (2012) Microbial quality assessment of household greywater. *Water Research*. **46**(13), 4301-4313.
- Ochieng A., Ogada T., Sisenda W., Wambua P. (2002) Brewery wastewater treatment in a fluidized bed bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*. **90**(3), 311-321.
- OIEau (2001) Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités. 40 pages. ISBN : 92-894-1690-4.

- Oschmann N., Nghiem L. D., Schäfer A. I. (2005) Fouling mechanisms of submerged ultrafiltration membranes in greywater recycling. *Desalination*. **179**(1-3), 215-223.
- Otterpohl R., Albold A., Oldenburg M. (1999) Source control in urban sanitation and waste management: Ten systems with reuse of resources. *Water Science and Technology*. **39**(5), 153-160.
- Ottoson J., Stenström T. A. (2003) Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*. **37**(3), 645-655.
- Paranychianakis N. V., Nikolantonakis M., Spanakis Y., Angelakis A. N. (2006) The effect of recycled water on the nutrient status of Soultanina grapevines grafted on different rootstocks. *Agricultural Water Management*. **81**(1-2), 185-198.
- Pareek V. K., Yap Z., Brungs M. P., Adesina A. A. (2001) Particle residence time distribution (RTD) in three-phase annular bubble column reactor. *Chemical Engineering Science*. **56**(21-22), 6063-6071.
- Parjane S., Sane M. (2011) Performance of grey water treatment plant by economical way for Indian rural development. *International Journal of ChemTech Research*. **3**(4), 1808-1815.
- Pathan A. A., Mahar R. bux, Ansari K. (2011) Preliminary Study of Greywater Treatment through Rotating Biological Contactor. *Mehran university research journal of engineering and technology*. **30**(3) 531-538.
- Paulo P. L., Boncz M. A., Asmus A. F., Jonsson H., Ide C. N. (2007) Greywater treatment in constructed wetland at household level. *Gewasserschutz Wasser Abwasser*. **206**, 34-41.
- Pearce G. (2007) Introduction to membranes: Fouling control. *Filtration & Separation*. **44**(6), 30-32.
- Perrier A., Tuzet A. (2005) Le cycle de l'eau et les activités au sein de l'espace rural. Enjeux globaux, solutions locales et régionales. *Comptes Rendus Geoscience*. **337**(1-2), 39-56.
- Pidou M., Avery L., Stephenson T., Jeffrey P., Parsons S. A., Liu S., Memon F. A., Jefferson B. (2008) Chemical solutions for greywater recycling. *Chemosphere*. **71**(1), 147-155.

- Pinto U., Maheshwari B. L., Grewal H. S. (2010) Effects of greywater irrigation on plant growth, water use and soil properties. *Resources, Conservation and Recycling*. **54**(7), 429-435.
- Pizzichini M., Russo C., Meo C. D. (2005) Purification of pulp and paper wastewater, with membrane technology, for water reuse in a closed loop. *Desalination*. **178**(1-3), 351-359.
- Po M., Kaercher J. D., Nancarrow B. E. (2003) Literature review of factors influencing public perceptions of water reuse. *CSIRO Land and Water Technical Report 54/03*.
- Prathapar S. A., Ahmed M., Al Adawi S., Al Sidiari S. (2006) Design, construction and evaluation of an ablution water treatment unit in Oman: a case study. *International Journal of Environmental Studies*. **63**(3), 283-292.
- Prathapar S. A., Jamrah A., Ahmed M., Al Adawi S., Al Sidairi S., Al Harassi A. (2005) Overcoming constraints in treated greywater reuse in Oman. *Desalination*. **186**(1-3), 177-186.
- Ramon G., Green M., Semiat R., Dosoretz C. (2004) Low strength graywater characterization and treatment by direct membrane filtration. *Desalination*. **170**(3), 241-250.
- Revitt D. M., Eriksson E., Donner E. (2011) The implications of household greywater treatment and reuse for municipal wastewater flows and micropollutant loads. *Water Research*. **45**(4), 1549-1560.
- Rodda N., Salukazana L., Jackson S. A. F., Smith M. T. (2011) Use of domestic greywater for small-scale irrigation of food crops: Effects on plants and soil. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. **36**(14-15), 1051-1062.
- Rosillon F., Vander Borgh P., Országh J. (2010) Sondage relatif à la qualité des eaux de pluie stockées en citerne à usage domestique en Wallonie (Belgique). *European journal of water quality*. **38**(2), 169-180.
- Ryan A. M., Spash C. L., Measham T. G. (2009) Socio-economic and psychological predictors of domestic greywater and rainwater collection: Evidence from Australia. *Journal of Hydrology*. **379**(1-2), 164-171.

- Salgot M., Huertas E., Weber S., Dott W., Hollender J. (2006) Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination*. **187**(1-3), 29-40.
- Schäfer A. I., Nghiem L. D., Oschmann N. (2006) Bisphenol A retention in the direct ultrafiltration of greywater. *Journal of Membrane Science*. **283**(1-2), 233-243.
- Scheumann R., Kraume M. (2009) Influence of hydraulic retention time on the operation of a submerged membrane sequencing batch reactor (SM-SBR) for the treatment of greywater. *Desalination*. **246**(1-3), 444-451.
- Sen S., Demirer G. N. (2003) Anaerobic treatment of real textile wastewater with a fluidized bed reactor. *Water Research*. **37**(8), 1868-1878.
- Shafran A. W., Gross A., Ronen Z., Weisbrod N., Adar E. (2005) Effects of surfactants originating from reuse of greywater on capillary rise in the soil. *Water Science and Technology*. **52**(10-11), 157-166.
- Shafran A. W., Ronen Z., Weisbrod N., Adar E., Gross A. (2006) Potential changes in soil properties following irrigation with surfactant-rich greywater. *Ecological Engineering*. **26**(4), 348-354.
- Shamiri A., Hussain M. A., Mjalli F. S., Mostoufi N. (2012) Improved single phase modeling of propylene polymerization in a fluidized bed reactor. *Computers & Chemical Engineering*. **36**(0), 35-47.
- Sharvelle S., Arabi M., McLamore E., Banks M. K. (2008) Model Development for Biotrickling Filter Treatment of Graywater Simulant and Waste Gas. *Journal of Environmental Engineering*. **134**(10), 813-825.
- Shiklomanov I. A. (1999) World Water Resource: a New Appraisal and Assessment for the 21st Century. *Rapport du Programme hydrologique international (PHI)*, UNESCO, Paris.
- Simate G. S., Cluett J., Iyuke S. E., Musapatika E. T., Ndlovu S., Walubita L. F., Alvarez A. E. (2011) The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art. *Desalination*. **273**(2-3), 235-247.

- Simmons G., Hope V., Lewis G., Whitmore J., Gao W. (2001) Contamination of potable roof-collected rainwater in Auckland, New Zealand. *Water Research*. **35**(6), 1518-1524.
- Sklarz M. Y., Gross A., Yakirevich A., Soares M. I. M. (2009) A recirculating vertical flow constructed wetland for the treatment of domestic wastewater. *Desalination*. **246**(1–3), 617-624.
- Slutsky A. H., Yen B. C. (1997) A macro-scale natural hydrologic cycle water availability model. *Journal of Hydrology*. **201**(1–4), 329-347.
- Sokół W. (2001) Operating parameters for a gas–liquid–solid fluidised bed bioreactor with a low density biomass support. *Biochemical Engineering Journal*. **8**(3), 203-212.
- Sokół W., Ambaw A., Woldeyes B. (2009) Biological wastewater treatment in the inverse fluidized bed reactor. *Chemical Engineering Journal*. **150**(1), 63-68.
- Sokół W., Halfani M. R. (1999) Hydrodynamics of a gas–liquid–solid fluidised bed bioreactor with a low density biomass support. *Biochemical Engineering Journal*. **3**(3), 185-192.
- Šostar-Turk S., Petrinić I., Simonič M. (2005) Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration. *Resources, Conservation and Recycling*. **44**(2), 185-196.
- Souza R. R., Bresolin I. T. L., Bioni T. L., Gimenes M. L., Dias-Filho B. P. (2004) The performance of a three-phase fluidized bed reactor in treatment of wastewater with high organic load. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. **21**, 219-227.
- Strauss S. (1998) *Wastewater reclamation and reuse*, Etats-Unis, Ed : Water Quality Management Library. 1528 pages. ISBN : 9781566766203
- Surendran S., Wheatley A. (1998) Grey-Water Reclamation for Non-Potable Re-Use. *Water and Environment Journal*. **12**(6), 406–413.
- Tajima A., Yoshizawa M., Sakurai, K., Minamiyama M. (2007) Establishment of guidelines for the reuse of treated wastewater. *Sewerage and Wastewater Management Department, Ministry of Land, Infrastructure and Transport*. Ibaraki 305-0804, Japan

- Tavares C. R. G., Sant'anna Jr G. L., Capdeville B. (1995) The effect of air superficial velocity on biofilm accumulation in a three-phase fluidized-bed reactor. *Water Research*. **29**(10), 2293-2298.
- Tay J.-H., Jeyaseelan S. (1995) Membrane filtration for reuse of wastewater from beverage industry. *Resources, Conservation and Recycling*. **15**(1), 33-40.
- Toze S. (2006) Reuse of effluent water—benefits and risks. *Agricultural Water Management*. **80**(1–3), 147-159.
- Travis M. J., Wiel-Shafran A., Weisbrod N., Adar E., Gross A. (2010) Greywater reuse for irrigation: effect on soil properties. *Science of the Total Environment*. **408**(12), 2501-2508.
- Turan M., Ozturk I. (1997) Comparative Evaluation of Longitudinal Dispersion of Liquid in Non-Biological and Anaerobic Fixed Film Reactors. *Environmental Technology*. **18**(1), 45-53.
- US EPA (2004) Guidelines for Water Reuse. EPA/625/R-04/108. <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r04108.html>
- US EPA (1999) Wastewater Technology Fact Sheet Sequencing Batch Reactors. *Washington, D.C.* EPA 832-F-99-073
- Valat C., Champiat D., Degorce-Dumas J. R., Thomas O. (2004) Using bioluminescent biosensors for hazard analysis and critical control point (HACCP) in wastewater control. *Water Science and Technology*. **49**(1), 131-138.
- Westrell T., Schönning C., Stenström T. A., Ashbolt N. J. (2004) QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. *Water Science and Technology*. **50**(2), 23-30.
- Winward G. P., Avery L. M., Frazer-Williams R., Pidou M., Jeffrey P., Stephenson T., Jefferson B. (2008) A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological Engineering*. **32**(2), 187-197.

- Yeon H. J., Chang D., Kim D. W., Kim B. K., Choi J. K., Lim S. Y., Yoon C. Y., Son D. J., Kim W. Y. (2011) Comparison of Attached Growth Process with Suspended Growth Process. *World Academy of Science, Engineering and Technology*. **60**, 649-652.
- Zaizen M., Urakawa T., Matsumoto Y., Takai H. (2000) The collection of rainwater from dome stadiums in Japan. *Urban Water*. **1**(4), 355-359.

CHAPITRE II : OPTIMISATION D'UN REACTEUR A LIT FLUIDISE POUR LE TRAITEMENT DES EAUX GRISES

1. INTRODUCTION

Ce chapitre est dédié au mode de production d'eau grise traitée nécessaire pour mener l'étude de l'impact sanitaire et environnemental liée à la réutilisation des eaux grises. Pour cela, la technologie du réacteur à lit fluidisé a été retenue. Toutefois, ce réacteur n'ayant jamais été utilisé pour le traitement des eaux grises, son dimensionnement est un enjeu afin d'obtenir des performances épuratoires satisfaisantes. Dans la première partie de ce chapitre, les paramètres de conception du réacteur sont explicités.

Afin d'optimiser le fonctionnement du réacteur à lit fluidisé, la connaissance de son comportement hydrodynamique est essentielle. C'est pourquoi la deuxième partie de ce chapitre est dédiée à l'étude hydrodynamique du réacteur à lit fluidisé réalisée par la détermination de la distribution des temps de séjour.

Le traitement retenu est un procédé biologique, par conséquent il repose sur l'épuration biologique des eaux grises par les microorganismes. La connaissance de la cinétique de biodégradation est donc importante afin d'évaluer la quantité de biomasse et donc de garnissage à mettre en œuvre afin d'épurer les eaux grises. Pour définir la cinétique de biodégradation, le développement du biofilm ainsi que la biodégradation des eaux grises seront étudiés ; la troisième partie de ce chapitre y est consacrée.

Enfin, les études combinées de caractérisation hydrodynamique et de biodégradation des eaux grises seront étudiées afin de développer un modèle de dégradation qui a lieu dans le réacteur dans le but d'optimiser le fonctionnement et le dimensionnement du réacteur à lit fluidisé pour traiter un flux d'eaux grises journalier en vue de caractériser son impact lors d'une réutilisation à l'extérieur du bâtiment.

2. CONCEPTION ET DIMENSIONNEMENT DU REACTEUR A LIT FLUIDISE

2.1. PARAMETRES DE DIMENSIONNEMENT

Le réacteur à lit fluidisé est un procédé simple à mettre en œuvre et relativement peu coûteux. Cependant, n'ayant jamais été utilisé pour traiter les eaux grises, sa conception et son dimensionnement demandent des attentions particulières.

Le Tableau II-1 présente les caractéristiques de réacteurs à lit fluidisé retrouvés dans la littérature et utilisés pour traiter des eaux usées industrielles (Haroun et Idris, 2009 ; Kumaresan *et al.*, 2009 ; Rajasimman et Karthikeyan, 2009 ; Sokół *et al.*, 2009 ; Alvarado-Lassman *et al.*, 2008 ; Lohi *et al.*, 2008 ; Ochieng *et al.*, 2002) ou domestiques (Sundaresan et Philip, 2008). Le flux de pollution en entrée ainsi que l'abattement et les caractéristiques des garnissages de chaque réacteur sont aussi présentés dans le tableau.

Il semble que la conception soit très variée selon les auteurs. Les diamètres, hauteurs et volumes sont très disparates ; aucune corrélation directe n'apparaît entre chaque paramètre pour un débit donné. Toutefois, lors du dimensionnement, deux principaux paramètres ont été pris en compte : la concentration de la biomasse dans le réacteur, *i.e* le volume de garnissage mis en œuvre et le temps de séjour des eaux dans le réacteur.

La biomasse est exprimée en kilogramme par unité de volume ou par gramme de garnissage. En régime pseudo-stationnaire, la biomasse a tendance à croître en permanence dans le réacteur. C'est pourquoi la surface spécifique du support est un facteur important, non seulement pour la fixation des microorganismes mais aussi pour les dépenses énergétiques de la fluidisation. Une surface spécifique élevée par rapport à la masse permet un fonctionnement avec une faible charge de particules. Cela implique une faible consommation d'énergie en raison des faibles débits de gaz nécessaires pour fluidiser les particules (Ochieng *et al.*, 2003). En effet, le coût énergétique est un facteur à prendre en considération dans le dimensionnement d'un procédé (Humeau *et al.*, 2011).

Tableau II-1 : Comparaison des réacteurs à lit fluidisé recensés dans la littérature et utilisés pour le traitement des eaux usées.

Paramètre		Haroun et Idris (2009)	Kumaresan <i>et al.</i> (2009)	Rajasimman et Karthikeyan (2009)	Sokół <i>et al.</i> (2009)	Lohi <i>et al.</i> (2008)	Sundaresan et Philip (2008)	Alvarado-Lassman <i>et al.</i> (2008)	Ochieng <i>et al.</i> (2002)
Type d'eau utilisée		Textile	Distillerie	Amidon	Raffinerie	Raffinerie	Domestique	Brasserie	Brasserie
Réacteur	Diamètre (m)	0,08	0,05	0,092	0,20	0,17	0,12	0,0448	0,16
	Hauteur (m)	0,75	1	1,6	6	3	0,3	1,37	5,5
	Volume (10 ⁻³ m ³)	3,75	1,96	NI	188	NI	2	1,9	110
	Matériau	Acrylique	Acrylique	Plexiglas	NI	NI	Verre	Plexiglas	Verre
	Temps de séjour (h)	4-12	8	NI	30	4	24	96	24
Garnissage	Matériau	Charbon actif	Alginate de sodium	Polypropylène	Polypropylène	Roche volcanique	NI	Extendsphere	Polyéthylène
	Diamètre (10 ⁻³ m)	NI	4	NI	NI	6	NI	0,36	0,169
	Masse volumique (kg.m ⁻³)	NI	NI	870	910	1790	NI	930	700
	Surface spécifique (m ² .m ⁻³)	2,51	NI	390	400	NI	NI	NI	NI
	Ensemencement (jours)	20	5	20	24	90	15	115	225
Diffuseur d'air	Débit d'air (m ³ .h ⁻¹)	NI	0,3	6.10 ⁻²	2,7	81	NI	0,57	0,57
Flux de pollution	mg DCO.L ⁻¹	810	4000	12400-14360	36650	547-4025	150-350	2083	2083
	Abattement %	98	45	94	95	97	65	94	90

DCO : Demande chimique en oxygène ; NI : Non indiqué

Le temps de séjour du liquide est quant à lui lié à la configuration du réacteur. En effet, il est fonction du volume du réacteur et des débits de gaz et de liquide. Les temps de séjour présentés dans le Tableau II-1 varient de 4 heures pour les plus courts à 96 heures pour le plus long. Dans les deux cas, les performances épuratoires sont très bonnes car plus de 90% de la DCO est abattue.

S'il est possible de modifier le débit de liquide pour faire varier le temps de séjour, la membrane de fluidisation est un paramètre important et elle conditionne le diamètre et la longueur du réacteur. Le principal rôle de cette membrane est d'assurer une fluidisation homogène dans le réacteur. Une membrane non adaptée ou une mauvaise conception peuvent perturber l'hydrodynamique du réacteur et donc son fonctionnement (Ochieng *et al.*, 2002 ; Pareek *et al.*, 2001).

Les performances des lits fluidisés présentées sont plutôt bonnes à l'exception des études réalisées par Kumaresan *et al.* (2009), Sundaresan et Philip (2008) et Ochieng *et al.* (2002) qui ont obtenu des abattements respectifs de 45%, 65% et 80% de DCO, que ce soit avec des eaux usées industrielles ou domestiques. Les autres auteurs ont pu atteindre des abattements supérieurs à 90% de la DCO avec des eaux usées présentant une charge en DCO variant de 2083 mg O₂.L⁻¹ à 14360 mg O₂.L⁻¹.

La dégradation des matières organiques dans un réacteur à lit fluidisé dépend du temps de séjour de l'effluent et de la quantité de biomasse fixée sur le garnissage. Ainsi, l'optimisation de ces deux paramètres permet d'améliorer les performances épuratoires du procédé (Ochieng *et al.*, 2002).

2.2. DISPOSITIF EXPERIMENTAL

Le dispositif expérimental conçu pour l'étude est composé d'un réacteur en PVC transparent (Figure II-1). Il mesure 2300 mm de haut pour un diamètre de 250 mm avec un élargissement de 500 mm en tête de réacteur afin de casser la fluidisation. Son volume total est de 173 L. Il fonctionne à co-courant ascendant de liquide et d'air. Le liquide compose la phase continue tandis que le gaz est injecté en de fines bulles. La membrane de fluidisation choisie (KKI 215, ABS group) est une membrane perforée en PTFE de 215 mm de diamètre permettant de diffuser de fines bulles (1 à 3 mm).

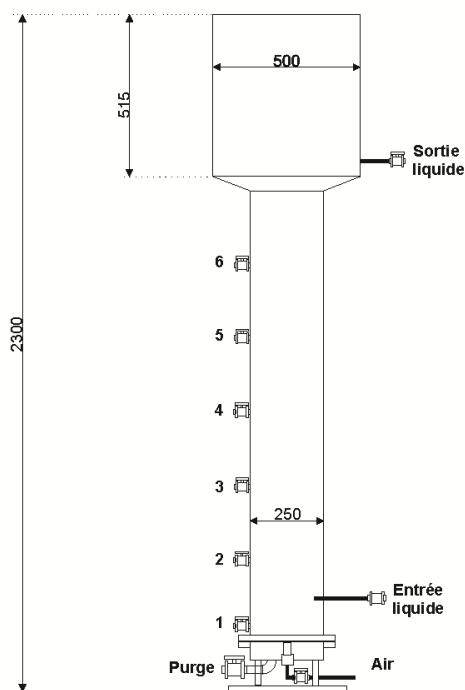


Figure II-1 : Schéma du réacteur à lit fluidisé (dimensions en mm).

La colonne possède 6 points d'échantillonnage afin de pouvoir étudier le comportement hydrodynamique du réacteur pour différents volumes, et une purge pour vider le réacteur entre chaque expérience.

2.3. GARNISSAGE

Le garnissage retenu comme support de biomasse, est composé d'anneaux Kaldnes K1 média KMT[®] appelés communément par la suite anneaux de garnissage (Figure II-2). Ces anneaux cylindriques et perforés sont fabriqués en polyéthylène (PE). Leur diamètre nominal est de 11 mm pour une longueur de 7 mm et une surface spécifique de $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Leur masse volumique de 950 kg.m^{-3} (inférieure à l'eau) permet de diminuer la quantité d'air nécessaire à la fluidisation, par rapport à un matériau plus dense que l'eau. En effet, l'air permet d'abaisser la masse volumique de l'eau et par conséquent celle du garnissage devient supérieure à celle de l'eau. C'est ce phénomène qui permet la fluidisation.



Figure II-2 : Anneau de garnissage K1 media KMT[®].

Ce matériau a été choisi car le PE présente de bonnes caractéristiques pour l'adhésion de microorganismes (Habouzit *et al.*, 2011). De plus, la surface spécifique disponible au garnissage, de $500 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$, offre une grande surface d'adhésion du biofilm sur le support. Pour ces raisons, ce matériau est communément utilisé dans le traitement des eaux usées (Rusten *et al.*, 2006) et a été développé pour ce type de procédé. Yeon *et al.* (2011) indiquent qu'un ratio volumique de 5% ($V_{\text{garnissage}}/V_{\text{liquide}}$) permet d'avoir plus de biomasse fixée sur le garnissage que de biomasse suspendue, ce qui favorise les performances de traitement. Ce ratio a donc été retenu pour débiter les expérimentations, mais il est susceptible d'évoluer en fonction des performances épuratoires. En effet, un des avantages du réacteur à lit fluidisé est de pouvoir ajuster ce ratio au cours du temps si le traitement n'est pas optimum.

3. CARACTERISATION HYDRODYNAMIQUE DU REACTEUR A LIT FLUIDISE

3.1. INTRODUCTION

La description traditionnelle de l'écoulement des fluides dans un réacteur consiste à écrire puis résoudre les équations de mécanique des fluides (Navier-Stokes par exemple), compte tenu des conditions aux limites imposées par la géométrie du système. Aujourd'hui, de nombreux produits commerciaux permettent de résoudre ces équations pour des géométries simples (écoulement laminaire, fluides newtoniens...) mais la résolution pour des géométries réelles est souvent impossible ou demande des moyens de calcul démesurés.

Les pionniers à proposer l'utilisation de la détermination de la Distribution des Temps de Séjour (DTS) pour caractériser les réacteurs ont été MacMullin et Weber en 1935. Mais le mérite revient à Danckwerts (1953) qui a proposé une approche systémique en définissant les principales fonctions de distribution aisément accessibles à l'expérience (Fogler, 2004). Cette approche est valable dans les conditions suivantes :

- L'écoulement est en régime permanent,
- L'écoulement est "déterministe" (absence de basculements de filets ou de tourbillons),
- Le fluide est incompressible,
- L'écoulement se fait par convection forcée, sans diffusion ni mélange en retour,
- Les conduites d'entrées/sorties sont de petit diamètre devant les dimensions du réacteur.

L'objectif de cette partie est de valider l'absence de court-circuit ou de volumes morts et d'assimiler le comportement hydrodynamique du lit fluidisé à un celui d'un réacteur idéal, ou d'une succession de réacteurs idéaux, dont les mécanismes réactionnels sont maîtrisés. Les paramètres hydrodynamiques caractéristiques de réacteurs et les moyens mis en œuvre pour les déterminer sont explicités dans la suite de ce chapitre.

3.2. MATERIELS ET METHODES

3.2.1. Distribution des temps de séjour

La DTS d'un réacteur est une caractéristique intrinsèque du mélange qui s'opère dans celui-ci. La détermination de la DTS permet donc d'analyser et de caractériser le comportement hydrodynamique d'un réacteur réel et de le comparer à celui de réacteurs idéaux.

3.2.1.1. Temps de passage

Le temps de passage de l'effluent τ , également appelé temps de séjour de l'effluent, indique le temps théorique que met une molécule de fluide pour traverser le réacteur. Il est défini par la relation suivante :

$$\tau = \frac{V}{Q} \quad (\text{II-1})$$

Avec V : Volume total de fluide dans le réacteur (M^3)

Q : Débit de fluide ($\text{M}^3 \cdot \text{T}^{-1}$)

3.2.1.2. Temps de séjour moyen

Le temps de séjour moyen \bar{t} est défini à partir de la courbe de distribution des temps de séjour ou $E(t_s)$ (Figure II-3).

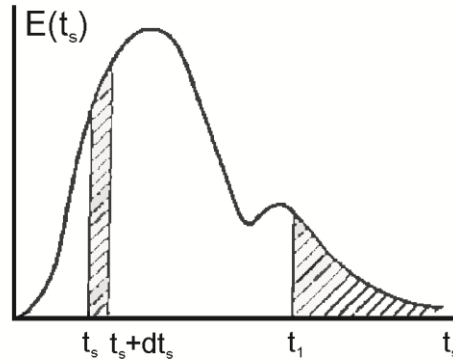


Figure II-3 : Courbe de distribution des temps de séjour (Villermaux, 1993).

$E(t_s)$ correspond à la fraction de liquide qui sort au temps t_s et est exprimé selon la relation suivante :

$$E(t_s) = \frac{C}{\int_0^{\infty} C \cdot dt_s} \quad (\text{II-2})$$

Avec C : concentration en molécules au temps de séjour t_s (MOL.M^{-3})

Cette relation implique :

$$\int_0^{\infty} E(t_s) \cdot dt_s = 1 \quad (\text{II-3})$$

Le traçage de la courbe $E(t_s)$ permet de déduire \bar{t} selon la relation suivante :

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} t \cdot C \cdot dt}{\int_0^{\infty} C \cdot dt} \quad (\text{II-4})$$

La connaissance du temps de séjour moyen et du temps de passage permet de normer les courbes de DTS afin de pouvoir comparer directement les différentes DTS pour chaque débit et volume de réacteur par la relation mathématique $E(\theta)$ en fonction de $\theta (= \bar{t} / \tau)$.

3.2.2. Méthodes de traçage des DTS

3.2.2.1. Injection du traceur

La DTS est déterminée expérimentalement par l'injection d'une molécule ou atome inerte, appelé traceur, dans le réacteur à un temps $t=0$, puis la mesure de sa concentration en sortie de réacteur. Ainsi, à l'aide du profil de la réponse du traceur, il est possible de connaître la DTS. Il peut être injecté de deux façons :

- Injection "impulsion"
- Injection "échelon"

En théorie, les deux modes d'injection sont similaires, si le système est linéaire. L'injection "impulsion" consiste à envoyer un volume de traceur inerte de concentration connue dans le flux de fluide, en régime permanent, pendant un temps très court (injection Dirac). En pratique, l'injection doit être de courte durée en comparaison au temps de séjour moyen. La concentration de sortie du réacteur est alors mesurée en fonction du temps. Pour une injection "échelon", le traceur est injecté en continu jusqu'à ce que la concentration en sortie de réacteur atteigne celle de l'entrée. La concentration du traceur à l'entrée du réacteur passe brusquement de 0 à C_0 . Les deux types d'injection et leur réponse respective sont présentées Figure II-4.

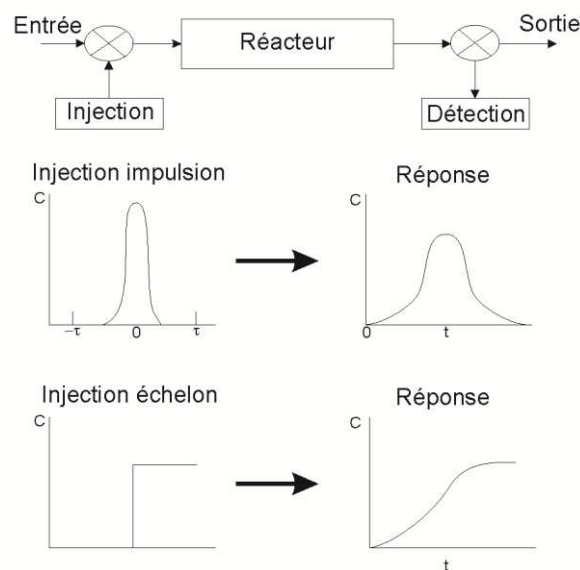


Figure II-4 : Types d'injection et réponses associées pour la détermination de la distribution des temps de séjour (Villermaux, 1993).

L'injection "échelon" présente quelques désavantages vis-à-vis de l'injection "impulsion" car la concentration de traceur doit être maintenue constante dans le courant d'entrée du réacteur. De plus, cette méthode nécessite une quantité élevée de traceurs qui peut être un réel désavantage, du fait du coût de certains traceurs.

3.2.2.2. Choix du traceur

Diverses méthodes de traçage permettent de déterminer la DTS : la radioactivité, la colorimétrie, la conductivité ou la spectrophotométrie. Il n'y a pas de traceur idéal mais certaines contraintes orientent le choix. Le traceur doit être aisément détectable et mesurable et avoir les mêmes propriétés physiques que le milieu dans lequel il est injecté. De plus, il ne doit pas réagir avec le milieu, ni être absorbé par les parois du réacteur et il ne doit pas être toxique. Enfin, son prix ne doit pas être prohibitif. Le Tableau II-2 recense les méthodes utilisées pour déterminer la DTS, le traceur utilisé et son mode d'injection ainsi que le type de réacteur, son volume et le type d'eaux usées étudiées.

Tout d'abord, ce tableau montre les variabilités dans le choix des méthodes de mesures et des traceurs. Que ce soit pour de grands volumes ou de petits volumes, tous les types de traceurs ont été utilisés. En effet, Thampi et Sorber (1987) ont utilisé du chlorure de sodium pour un réacteur de moins d'un litre tandis que Ronkanen et Kløve (2007) ont utilisé le même traceur pour un réacteur de $2,55.10^6$ litres.

Deuxièmement, le mode d'injection le plus courant est l'injection impulsion. La littérature ne présente pas d'injection échelon pour le traitement des eaux usées. Ce mode d'injection demandant une quantité de traceur plus élevée et de plus grands moyens techniques, l'injection impulsion est plus souvent réalisée pour déterminer le temps de séjour d'un réacteur.

Tableau II-2 : Inventaire des traceurs recensés dans la littérature.

Référence	Traceur utilisé	Concentration du traceur	Méthode de mesure	Mode d'injection	Type de réacteurs	Volume (L)	Type d'eaux usées
Grobicki et Stuckey, 1992	Fluorescéine	-	Colorimétrie	Impulsion	Boue activée	-	-
Hinton et Stensel, 1991	Fluorescéine	4-5 g.L ⁻¹	Colorimétrie	Impulsion	Lit bactérien	-	Synthétique
Jimenez <i>et al.</i> , 1988	Bleu dextran	-	Colorimétrie	Impulsion	Biofiltre	2.10 ¹	Municipal
Kilani et Ogunrombi, 1984	Bleu indigo	-	Colorimétrie	-	Lagune	-	-
Riemer <i>et al.</i> , 1980	Eosine	-	Colorimétrie	Impulsion	Biofiltre	8,10.10 ¹	-
Ahnert <i>et al.</i> , 2010	NaCl	-	Conductivité	Impulsion	Boue activée	1,03.10 ¹	Municipal
Kong et Wu, 2008	NaCl	-	Conductivité	Impulsion	Boue activée	1,05.10 ¹	Textile
Le Moullec <i>et al.</i> , 2008	NaCl	-	Conductivité	Impulsion	Réacteur horizontal	1,30.10 ²	Municipal
Tizghadam <i>et al.</i> , 2008	NaCl	-	Conductivité	Impulsion	Boue activée	2,75.10 ¹	Domestique
Ronkanen et Kløve, 2007	KI	33 g.L ⁻¹	Conductivité	Impulsion	Tourbière	2,55.10 ⁶	Municipal
Ronkanen et Kløve, 2007	NaCl	150 g.L ⁻¹	Conductivité	Impulsion	Tourbière	2,55.10 ⁶	Municipal
Curlin <i>et al.</i> , 2004	NaCl	-	Conductivité	Impulsion	Bioréacteur à membrane	5,50.10 ¹	Municipal
Chazarenc <i>et al.</i> 2003	NaCl	66,7 g.L ⁻¹	Conductivité	Impulsion	Lagunes	1,44.10 ⁵	Municipal
Merlin <i>et al.</i> 2002	NaCl	-	Conductivité	Impulsion	Lagunes	3,3.10 ⁵	Municipal
Lakel <i>et al.</i> , 1998	KI	-	Conductivité	Impulsion	Biofiltre	6,0.10 ⁰	Domestique
Thampi et Sorber, 1987	NaCl	30 g.L ⁻¹	Conductivité	Impulsion	Réacteur tubulaire	3,40.10 ⁻¹	Municipal
Muslu, 1986	NaCl	-	Conductivité	Impulsion	Lit bactérien	-	Municipal
Ronkanen et Kløve, 2007	KBr	111 g.L ⁻¹	Radioactivité	Impulsion	Tourbière	2,55.10 ⁶	Municipal
Kim <i>et al.</i> , 2005	Indium-113m	-	Radioactivité	Impulsion	Boue activée	-	Synthétique
Borroto <i>et al.</i> , 2003	Technétium-99m	37 GBq	Radioactivité	Impulsion	Digester anaérobie	-	Raffinage du sucre
Farooq <i>et al.</i> , 2003	Brome 82	2 GBq	Radioactivité	Impulsion	Boue activée	-	Municipal
Moreno, 1990	Eau tritiée	-	Radioactivité	-	Etang	7,12.10 ⁵ -5,89.10 ⁸	Municipal
Riemer <i>et al.</i> , 1980	Brome 82	-	Radioactivité	Impulsion	Biofiltre	8,10.10 ¹	-
Mizzouri <i>et al.</i> , 2013	LiCl	29,28 g.L ⁻¹	Spectrophotométrie	Impulsion	Lit fluidisé	4,8.10 ⁰	Raffinerie
Ascuntar Ríos <i>et al.</i> , 2009	LiCl	-	Spectrophotométrie	Impulsion	Lagune	1,89.10 ⁴	Municipal
Olivet <i>et al.</i> , 2005	LiCl	43,75 g.L ⁻¹	Spectrophotométrie	Impulsion	Biofiltre	3,97.10 ⁶	Municipal
Séguret <i>et al.</i> , 2000	LiCl	0,150 mg.L ⁻¹	Spectrophotométrie	Impulsion	Lit bactérien	-	Municipal
Grobicki et Stuckey, 1992	LiCl	-	Spectrophotométrie	Impulsion	Boue activée	-	-

- : Non indiqué

Le Chlorure de Lithium (LiCl) a été utilisé par de nombreux auteurs et pour différents types de réacteurs. La mesure de sa concentration est réalisée à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique. Le LiCl est détectable pour de faibles concentrations. Séguret *et al.* (2000) ont mesuré des concentrations de l'ordre du microgramme par litre. Il se présente sous la forme d'une poudre blanche anhydre dont les caractéristiques sont présentées dans le Tableau II-3.

Tableau II-3 : Caractéristiques du Chlorure de Lithium.

masse molaire	42,394 g.mol ⁻¹
dont Li	16,37%
Cl	83,63%
masse volumique	2,07 kg.L ⁻¹
solubilité à 0°C	637 g.L ⁻¹
solubilité à 20°C	832 g.L ⁻¹

Les mesures de conductimétrie sont basées sur l'utilisation d'un traceur dont la concentration peut être mesurée par la conductivité du milieu. Cette conductivité est provoquée par la présence d'un électrolyte minéral, les plus courants étant le chlorure de sodium (NaCl) et l'iodure de potassium (KI). Cette méthode est courante et rapide. Sa mise en œuvre est aisée et son coût peu élevé. Cependant, ce traceur peut être absorbé ou assimilé par les microorganismes ce qui rend difficile la détermination de la DTS. En effet, Chazarenc *et al.* (2003) ont observé une perte de NaCl allant jusqu'à 20%.

Le principe d'utilisation de traceurs radioactifs pour la détermination de la DTS est très simple. Le traceur est injecté dans le système et les particules marquées sont mesurées grâce à des capteurs placés le long de la paroi et en sortie de réacteur. Les capteurs utilisés sont des compteurs à scintillement (spectrophotomètre à scintillement) qui permettent une mesure du rayonnement à travers la paroi du réacteur. Les traceurs radioactifs sont caractérisés par leur activité, leur énergie et leur période et sont généralement émetteurs de rayons gamma. Il faut que l'activité du traceur soit assez forte pour que la mesure soit effectuée à travers la paroi et que sa période soit assez longue pour avoir le temps de la mesurer mais il faut éviter tout risque de dissémination dans l'environnement. De plus, les signaux sont sensibles à des perturbations extérieures (échos, distorsions ou des absorptions dus à la présence d'éléments métalliques). Cette méthode semble donc adaptée pour évaluer la stabilité ou l'évolution d'un

procédé car elle est non intrusive ; elle n'est cependant pas adaptée pour des mesures périodiques à cause de la radioactivité.

Les colorants organiques sont régulièrement utilisés en hydrologie pour la détermination des débits. Leur principal avantage, si le réacteur est transparent, est de voir en temps réel le comportement du fluide à l'intérieur du réacteur. La détection est soit qualitative par vision directe et complétée de photos et vidéos ou quantitative à partir d'une mesure colorimétrique ou à l'aide d'une cellule photoélectrique. Il est possible que le colorant s'adsorbe sur les parois du réacteur ou sur le garnissage et perturbe la détermination de la DTS (Riemer *et al.*, 1980).

Il existe d'autres méthodes de détermination de la DTS comme la réfractométrie (Mills et Dudukovic, 1981) ou le traçage thermique (Ahnert *et al.*, 2010) mais ces méthodes sont peu communes. Pour la première, la clarté et la transparence du milieu sont nécessaires (impossible dans le traitement des eaux) tandis que pour la deuxième, il est nécessaire de maintenir une température extérieure constante ; cette dernière nécessite donc de lourds moyens techniques et n'est pas applicable pour des procédés de traitements collectifs.

3.2.2.3. Méthode de traçage retenue

Lorsque le régime de fluidisation est homogène, les lits fluidisés triphasiques sont considérés comme un système ne comportant qu'une seule phase (Levenspiel, 1998). La détermination de la DTS porte sur la phase continue (liquide) car c'est la phase réactionnelle dans le réacteur.

Le traceur choisi est le LiCl car il est inerte et détectable pour de faibles concentrations. L'injection impulsion a été retenue pour étudier le comportement hydrodynamique du réacteur à lit fluidisé car elle nécessite une plus faible quantité de traceur. A l'aide d'une seringue, 5 mL d'une solution de LiCl à 10 M sont injectés dans le flux d'entrée du réacteur. Un échantillon de liquide est collecté immédiatement, toutes les 20 secondes pendant 2 minutes puis toutes les 25 minutes en sortie de réacteur en utilisant un collecteur de fractions Spectra/Chrom[®] CF-1. Chaque échantillon a été analysé à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique Varian 220 FS équipé d'une lampe émettant à une longueur d'onde de 670,8 nm.

3.2.3. Diagnostics de mauvais fonctionnements

Si tout le volume interne est accessible au fluide alors le temps de passage τ est égal au temps de séjour moyen \bar{t} . Le calcul du rapport $\theta = \bar{t}/\tau$ permet de mettre en évidence la présence de dysfonctionnement tel que :

Si $\theta < 1$, la présence d'un volume mort est détectée,

Ou si $\theta > 1$, il y a un court-circuit dans le réacteur.

Dans le cas d'un court-circuit, une partie du volume d'entrée est directement évacuée du réacteur sans se mélanger avec le reste. Un volume mort est une zone où la circulation est nulle et où les molécules présentes ne participent pas au mélange (ou très peu et uniquement par diffusion).

3.2.4. Modélisation

Après l'obtention de la courbe expérimentale de la DTS, le problème est de rendre compte de l'allure observée au moyen d'un modèle hydrodynamique simple, afin de pouvoir s'en servir de base à l'extrapolation. La caractérisation hydrodynamique s'appuie sur le concept de "réacteur idéal" qui fait appel à deux types d'écoulement simple dans les réacteurs en régime permanent (Villermaux, 1993) :

- L'écoulement "piston" caractérisé par un temps de séjour unique pour toutes les molécules (retard pur) égale au temps de passage de l'effluent.
- L'écoulement en "mélange parfait" où les temps de séjour sont à priori quelconques et où la composition est supposée uniforme en tout point. Toutes les molécules présentent la même probabilité de sortie. Après 3τ , il ne reste que 5% des molécules initiales et après 5τ , il ne reste que 1% voire moins de molécules.

Les courbes caractéristiques de chaque type de réacteur sont présentées sur la Figure II-5.

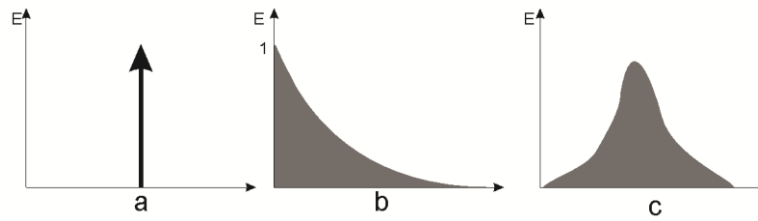


Figure II-5 : Courbes de DTS des réacteurs idéaux (a : réacteur piston ; b : réacteur parfaitement agité) et quelconque (c) (d'après Levenspiel, 1998).

Les réacteurs réels peuvent être caractérisés par un terme de dispersion D , fonction de la longueur de la canalisation (L) et de la vitesse du fluide (u), de la forme d'un nombre de Péclet ($\frac{D}{uL}$) dans le cas d'un modèle d'écoulement piston à dispersion axiale, ou par le nombre de J réacteurs équivalents dans le cas d'un modèle de réacteurs en cascade (Figure II-6).

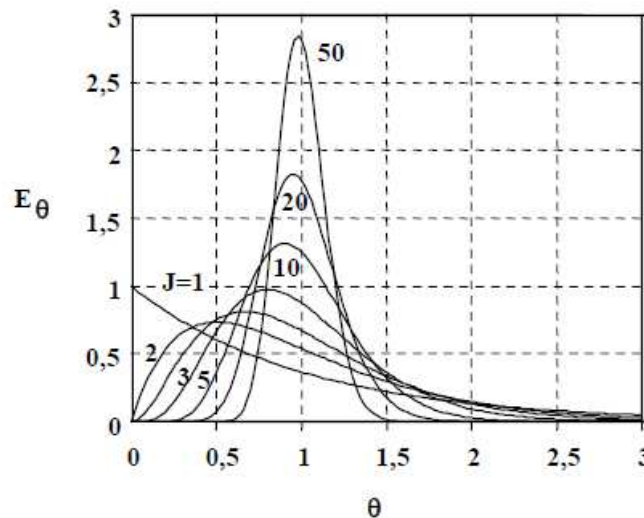


Figure II-6 : Courbes normées de DTS pour un modèle de réacteurs en cascade (Villermux, 1993).

Les paramètres hydrodynamiques du réacteur à lit fluidisé ont été obtenus par sa modélisation à l'aide du logiciel DTS PRO (Progepi, Nancy). Le logiciel permet de comparer un réacteur idéal ou une cascade de réacteurs idéaux à un réacteur réel.

3.2.5. Conditions opératoires

Le réacteur à lit fluidisé peut contenir des volumes variant de 0 à 173 L d'eau dans le réacteur. La pompe péristaltique alimentant le réacteur peut fonctionner entre 0 et 10 L.h⁻¹ tandis que le débit d'air doit être compris entre le minimum de fluidisation et 1880 L.h⁻¹. Toutefois, afin de s'affranchir d'éventuelles failles, les gammes étudiées doivent être inférieures aux limites. Les gammes ainsi retenues sont présentées dans le Tableau II-4.

Tableau II-4 : Conditions opératoires de l'étude hydrodynamique.

Volume du réacteur (L)	Q _{air} (L.h ⁻¹)	Q _{liquide} (L.h ⁻¹)
30	240	3
	240	3,5
	720	2,7
	1440	3,5
70	720	2,7
		5,3
	1440	2,7
		5,5
110	720	2,7
		5,9
	1440	2,7
		5,9

Afin de caractériser le comportement du réacteur de façon pertinente, trois volumes de liquide ont été choisis : 30, 70 et 110 L. Le premier volume (30 L) correspond au point d'échantillonnage n°3 (Figure II-1), 70 L au point d'échantillonnage n°6 et 110 L à la sortie de liquide. De plus trois débits d'air ont été choisis : le minimum de fluidisation, soit 240 L.h⁻¹, le triple, soit 720 L.h⁻¹ et le sextuple, soit 1440 L.h⁻¹. Les particules sont en suspension dans le réacteur (densité inférieure à celle du liquide), l'équation d'Ergun ne peut donc être utilisée pour déterminer le minimum de fluidisation. Les particules étant d'un grand diamètre, la phase de mélange et le minimum de fluidisation ont donc été définis par une observation visuelle. Une telle méthode d'observation a déjà été reportée dans la littérature (Fan, 1989 ; Ochieng *et al.*, 2002). Les débits de liquide ont été choisis afin d'évaluer une large gamme de temps de séjour comprise entre 8 et 40 heures.

3.3. RESULTATS EXPERIMENTAUX

3.3.1. Courbe de DTS

L'injection impulsion de traceur a permis de tracer la courbe de la DTS pour différents volumes de colonne, ainsi que pour différents débits d'eau et d'air. Pour chaque configuration, les courbes expérimentales sont normées afin de pouvoir les comparer. Le temps de séjour \bar{t} est calculé par la relation suivante à partir des valeurs discrètes :

$$\bar{t} = \frac{\sum_0^i t_i \cdot C_i \cdot \Delta t_i}{\sum_0^i C_i \cdot \Delta t_i} \quad (\text{II-5})$$

Où Δt_i est l'intervalle de temps entre deux mesures. Les courbes de DTS sont tracées pour chaque condition opératoire telle que celle présentée par la Figure II-7.

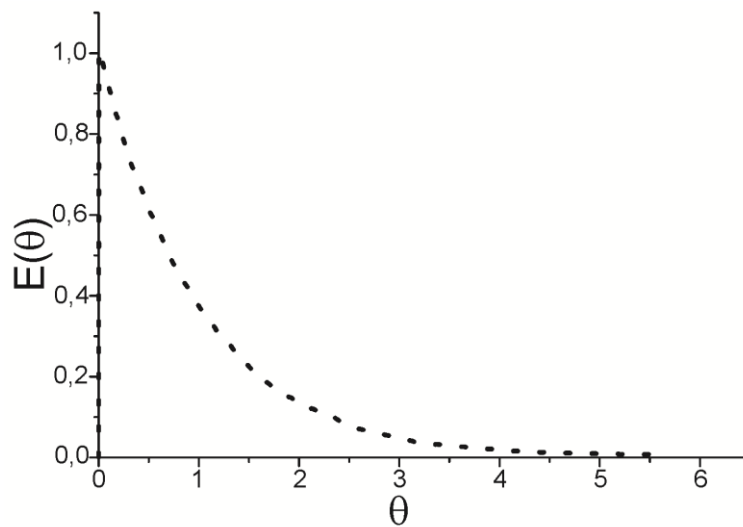


Figure II-7 : Courbe normée de DTS dans le lit fluidisé (débit d'eau : 5,9 L.h⁻¹ ; débit d'air : 1440 L.h⁻¹).

3.3.2. Modélisation de l'écoulement

L'écoulement a été modélisé à l'aide du logiciel DTS PRO. Un exemple de modélisation est présenté Figure II-8.

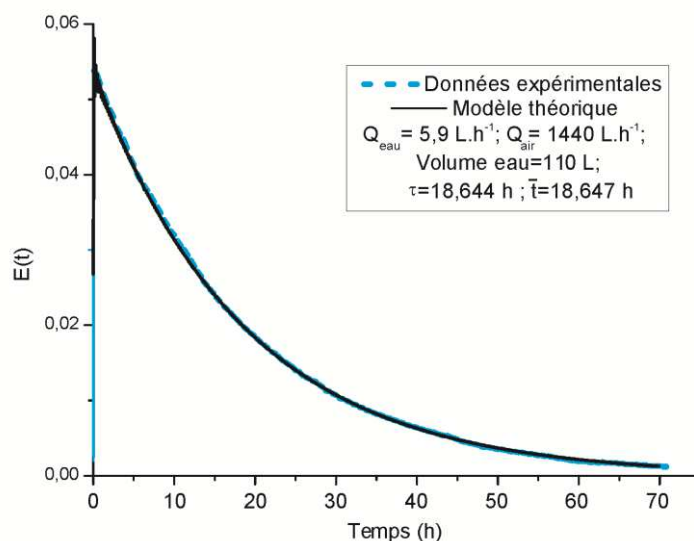


Figure II-8 : Modélisation de l'écoulement dans le réacteur à lit fluidisé.

Le léger décrochage observé au début de la courbe peut s'expliquer de deux manières. Il peut être dû à l'injection de traceur qui n'est pas instantanée et donc lié à une incertitude sur l'opérateur. La deuxième hypothèse est la non prise en compte du volume d'air dans la modélisation. En effet, le volume total utilisé pour la modélisation correspond au volume d'eau sans celui d'air. Toutefois, si le volume d'air est pris en compte, la différence observée est de moins de 0,1% pour chaque volume ; il a donc été négligé. C'est pourquoi la modélisation a été réalisée en utilisant un Réacteur Parfaitement Agité (RPA) de même volume que le réacteur ($J=1$), dont la représentation schématisée réalisée avec le logiciel DTS PRO est observable Figure II-9. Plusieurs modèles ont été testés mais celui qui représente le mieux le comportement hydrodynamique est le RPA. Ce modèle a été validé par comparaison des temps de séjour théoriques avec les moments statistiques d'ordre 1 autour de l'origine des courbes $E(t)$ expérimentales.

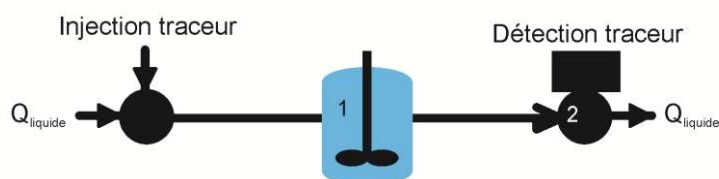


Figure II-9 : Représentation d'un RPA par le logiciel DTSPRO.

3.3.3. Paramètres hydrodynamiques

Le Tableau II-5 résume les configurations testées et les paramètres hydrodynamiques obtenus.

Tableau II-5 : Comparaison des paramètres hydrodynamiques du réacteur réel et du réacteur idéal en fonction des conditions opératoires.

Configurations		Paramètres hydrodynamiques					
Volume de réacteur (L)	Volume d'anneaux (L)	Q_{air} (L.h ⁻¹)	Q_{liquide} (L.h ⁻¹)	\bar{t} (h)	τ (h)	θ	J
30	1,5	240	3,00	10,390	10,000	1,039	1
		240	3,50	8,148	8,571	0,951	1
		720	2,70	11,295	11,111	1,017	1
		1440	3,50	8,606	8,571	1,004	1
70	3,5	720	2,74	25,549	25,470	1,000	1
			5,30	13,202	13,208	1,000	1
		1440	2,74	25,534	25,547	1,000	1
			5,54	12,630	12,635	1,000	1
110	5,5	720	2,70	40,748	40,741	1,000	1
			5,90	18,636	18,644	1,000	1
		1440	2,70	40,743	40,741	1,000	1
			5,90	18,647	18,644	1,000	1

Tout d'abord il est possible de voir que θ est proche de 1 pour chaque configuration indiquant qu'il n'y a pas de volume mort ni de court-circuit dans le réacteur. De plus, il semble qu'un plus grand volume de liquide et/ou un plus grand débit de liquide dans le réacteur réduise les dysfonctionnements. Quand le volume est le plus élevé (110 L), θ égale 1 pour toutes les configurations ; le lit fluidisé s'approche du RPA et donc l'hypothèse que le lit fluidisé se comporte comme une seule phase est vérifiée. Il semble aussi que le débit d'air, dans la gamme étudiée, n'ait pas d'influence sur les conditions opératoires du réacteur. Pour toutes les configurations testées, θ est proche de 1, indépendamment du débit d'air. Ce résultat permet donc de fixer ce dernier à un débit moindre afin de limiter les consommations énergétiques. De plus, si le débit d'air subit une modification aléatoire dans les conditions étudiées, l'homogénéité du réacteur ne sera pas affectée. Ces résultats permettent de prévoir le temps de séjour des molécules pour une configuration donnée et de limiter les pertes d'énergie dues aux éventuels dysfonctionnements.

3.4. CONCLUSION

Le modèle d'un réacteur parfaitement agité a été retenu pour rendre compte de l'hydrodynamique du réacteur à lit fluidisé. L'écoulement du lit fluidisé ayant un comportement hydrodynamique similaire à celui d'un réacteur idéal, le réacteur réel ne présente aucun dysfonctionnement. De plus, il a été montré que la phase gazeuse n'a aucune influence sur l'hydrodynamique pour les conditions opératoires testées mais elle permet le mélange des phases. Afin de compléter l'étude et pour modéliser la dégradation qui s'opère dans le réacteur, une étude de la biodégradation des eaux grises par la biomasse fixée sur le garnissage est indispensable.

4. DEVELOPPEMENT DU BIOFILM SUR LE GARNISSAGE

4.1. INTRODUCTION

La colonisation du matériau de garnissage est importante car elle conditionne le traitement des eaux grises. Il est donc nécessaire de vérifier le développement de la biomasse fixée sur les anneaux et la quantifier afin d'optimiser le traitement. Cette étude est réalisée dans un réacteur batch avec des eaux grises réelles de machine à laver.

4.2. DESCRIPTION D'UN BIOFILM AEROBIE

Les cellules microbiennes s'attachent et se développent sur n'importe quel type de surface inerte ou vivante (roche, peau, racine, plastique...). Ce développement comprend la croissance de cellules et la production de polymères extracellulaires. L'ensemble de ces polymères et de ces cellules microbiennes forment une matrice enchevêtrée complexe appelée biofilm (Willey *et al.*, 2008). Les bactéries préfèrent s'installer en biofilm car il leur permet de se protéger contre les prédateurs (protozoaires et bactériophages) et contre certains agents toxiques (biocides et antibiotiques). Afin d'observer le développement et l'activité d'un biofilm, plusieurs paramètres peuvent être mesurés comme la concentration des protéines, des polysaccharides ou des cellules viables (Ragusa *et al.*, 2004).

La croissance bactérienne suit quatre principales phases suivant une courbe sigmoïde (Figure II-10). Selon le niveau de détail de la description, le nombre d'étapes peut aller

jusqu'à 6 phases. Ainsi, l'étape de croissance peut comprendre une phase d'accélération de croissance, une phase de croissance exponentielle et une phase de décélération de croissance.

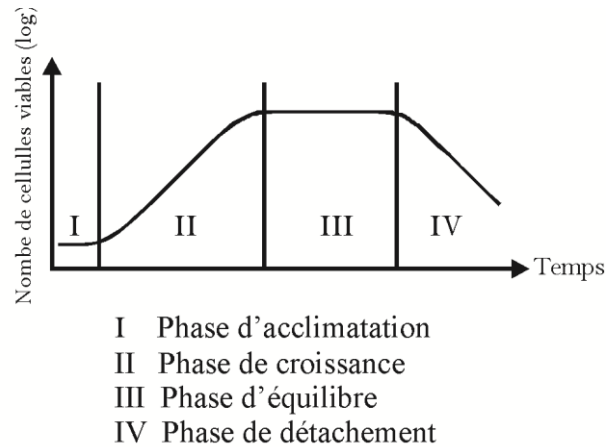


Figure II-10 : Représentation de la courbe de croissance bactérienne.

Tout d'abord, il y a une phase I d'acclimatation du milieu par les bactéries (latence), puis une phase II de croissance exponentielle caractérisée par la production de biofilm. Cette croissance diminue jusqu'à atteindre une asymptote horizontale (phase III stationnaire ou équilibre) puis suit une phase IV de détachement des microorganismes. Ce processus est identique quelle que soit la nature de l'effluent. Par contre chaque phase est temporellement différente en fonction du matériau utilisé comme support de biofilm et des conditions opératoires.

4.2.1. Phase d'acclimatation

La phase d'acclimatation correspond à l'adaptation, au transport et à l'adhésion par les microorganismes sur une surface. Lors de cette phase, il n'y a pas d'augmentation du nombre de cellules. Lorsqu'un solide est plongé dans un liquide, il acquiert une charge de surface, soit par ionisation de groupes de surface, soit par adsorption d'ions présents dans le liquide. Une fois chargé, le support attire des contre-ions correspondant à des nutriments inorganiques et organiques. Ensuite, les cellules microbiennes sont dirigées vers le support par leur propre mobilité ou par transport convectif et/ou diffusif lié aux conditions hydrodynamiques du réacteur. En conditions laminares, c'est la diffusion moléculaire qui prédomine alors qu'en condition turbulente, c'est le transport convectif (Willey *et al.*, 2008).

La phase d'adhésion a lieu initialement dans les creux et les cavités du support même lorsqu'il offre une grande surface de développement (Meraz et Alvarez-Ramirez, 2000) puis s'étend à toute la surface. Cette phase se déroule en deux étapes. La première est réversible et de nature physicochimique alors que la deuxième est de nature biologique et irréversible. Toutefois, la première étape ne conduit pas toujours à une adhésion à cause des conditions hydrodynamiques du réacteur.

L'adhésion réversible dépend des forces électriques entre le microorganisme et le support. Ces forces peuvent varier d'un support à un autre mais celles qui interviennent généralement sont les forces électrostatiques (forces de van der Waals). L'adhésion irréversible est plus lente que l'adhésion réversible et dépend de la nature et de l'activité métabolique des microorganismes. Ces derniers utilisent les substrats organiques présents dans les eaux pour produire des exopolymères qui connectent les microorganismes au support. Cette production semble être le facteur prépondérant à l'adhésion irréversible des cellules à la surface (Stevik *et al.*, 2004).

4.2.2. Phase de croissance

Une fois la phase d'acclimatation terminée, les microorganismes irréversiblement attachés se reproduisent. Les cellules s'entourent alors d'exopolymères composés de polysaccharides, protéines et parfois de lipides et d'acides aminés et forment un réseau qui maintient l'intégralité structurale du biofilm. Ces derniers favorisent aussi l'attraction du support par les microorganismes en réduisant les forces électriques (Willey *et al.*, 2008). L'adhésion de nouvelles bactéries et de particules contenues dans le liquide peut favoriser le développement du biofilm et crée un microenvironnement. Le développement des microorganismes suit alors une croissance exponentielle jusqu'à se développer sur toute la surface du support. La consommation du substrat augmente et le biofilm se développe jusqu'à une épaisseur critique au-delà de laquelle l'apport de substrat n'est plus nécessaire (Lazarova et Manem, 1995).

4.2.3. Phase d'équilibre

Le biofilm atteint son épaisseur maximale lorsque la production de biomasse fixée sur le support compense la perte due au détachement. Durant cette phase, le biofilm est donc un système dynamique en équilibre entre production de nouvelles cellules et détachement (Liu *et al.*, 2003). Ce détachement permet aux microorganismes de retrouver un environnement plus propice à un nouveau développement (O'Toole *et al.*, 2000).

4.2.4. Phase de détachement

Le détachement du biofilm résulte de l'abrasion de la biomasse attachée du fait des chocs entre les particules dans le réacteur ainsi qu'aux conditions hydrodynamiques du fluide, à la lyse par d'autres microorganismes présents dans le milieu, ou encore à une variation brutale des conditions du milieu (diminution des nutriments ou charge trop élevée). A ce stade, les propriétés physiques du biofilm dépendent des conditions hydrodynamiques. Plus les conditions seront sévères, plus le biofilm sera fin et dense. Dans le cas de populations mixtes, l'arrangement des différentes populations est dû au gradient de concentration des différents substrats. Lorsque le réacteur est soumis à une turbulence élevée, les collisions entre les particules favorisent le détachement du biofilm (Gjaltema *et al.*, 1997).

4.2.5. Composition d'un biofilm

Un biofilm est majoritairement composé d'eau, de cellules bactériennes et d'exopolymères comme les protéines et les polysaccharides. Si l'eau est exclue de ce biofilm pour ne garder que la masse sèche, les cellules représentent 10 à 25% du biofilm et les exopolymères entre 75 et 90% (Tsuneda *et al.*, 2003). La diversité microbienne d'un biofilm rend difficile la détermination exacte de sa composition. De plus, cette quantification n'est valable qu'à un instant donné et est fonction des conditions du milieu. Lorsqu'un biofilm est mature, la fraction d'exopolymères varie entre 50 et 80% de la matière organique dont les protéines représentent la plus grande fraction (Nielsen *et al.*, 1997). De plus, Jahn et Nielsen (1998) ont montré que 70 à 98% du carbone organique total est extracellulaire.

Les principaux éléments chimiques retrouvés dans une cellule sont le carbone (50%), l'oxygène (22%), l'azote (12%), l'hydrogène (9%) et le phosphore (2%) (Metcalf et Eddy, 2002). Afin de se reproduire, les cellules ont donc besoin de ces nutriments et vont les chercher dans le milieu environnant. Les eaux grises étudiées contiennent ces nutriments et favorisent donc le développement des microorganismes. Les performances épuratoires d'un procédé biologique dépendent de l'utilisation de ces substrats par la biomasse.

4.3. MATERIELS ET METHODES

4.3.1. Dispositif expérimental

Afin d'étudier la biodégradation des eaux grises réelles par le biofilm fixé sur le support, un dispositif expérimental a été mis en œuvre en laboratoire (Figure II-11). Ce dispositif fonctionne en circuit fermé et est composé d'un réacteur en verre de 2 L, d'une pompe péristaltique (Masterflex 7554-60) et d'un réservoir d'eaux grises.

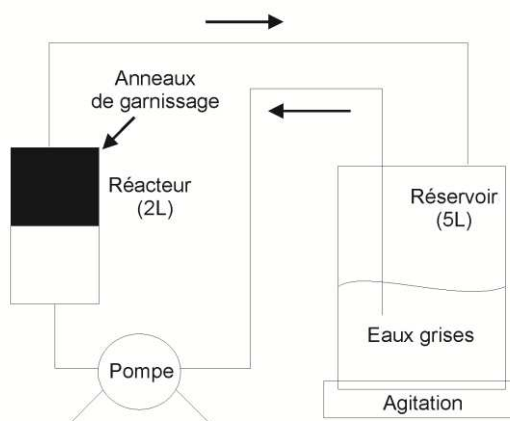


Figure II-11 : Schéma du montage expérimental utilisé pour l'étude de dégradation du carbone contenu dans les eaux grises.

Le réacteur est relié, en entrée (bas de colonne) et en sortie (haut de colonne), à un réservoir, ouvert à l'air libre, de 5 L contenant les eaux grises alimentant le circuit. La pompe permet leur circulation ascendante et en continu afin de simuler le réacteur à lit fluidisé. Une agitation par barreau aimanté permet l'homogénéisation et l'aération des eaux grises. Cette étude a été conduite durant 73 jours. Les eaux grises ont été renouvelées selon le protocole décrit par la suite.

4.3.2. Protocole d'alimentation

Le protocole d'alimentation du réacteur est présenté Figure II-12. Pendant les 13 premiers jours, la colonne a été alimentée par des eaux grises de machine à laver. A partir du jour 14, l'alimentation a été réalisée avec des eaux grises de douches jusqu'au jour 35, avec une fréquence de renouvellement de 2 fois par semaine. A partir du jour 38, la colonne a de nouveau été alimentée par des eaux grises de machine à laver, puis l'effluent a été renouvelé tous les jours (sauf le week-end) à partir du jour 43.

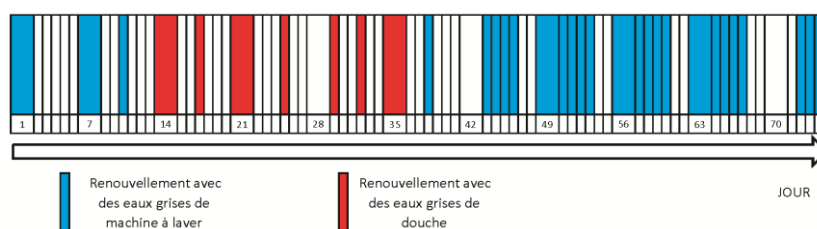


Figure II-12 : Protocole d'alimentation en eaux grises du montage expérimental.

4.3.3. Méthodes analytiques

Afin de quantifier le biofilm, le dosage de la concentration des protéines et la mesure du Carbone Organique Dissous (COD) ont été retenues. Ces deux méthodes sont toutes deux indicatrices de présence de cellules vivantes (Bourat, 1992 ; Simpson, 2008). En effet, les protéines indiquent la présence d'activité et de développement d'un biofilm, et le carbone, quant à lui, représentant 50% de la biomasse d'une cellule, constitue un bon indicateur. Les mesures ont été réalisées sur des échantillons de garnissage prélevés en haut de réacteur ainsi que sur les eaux grises afin de constituer les blancs, suivant les deux protocoles explicités par la suite.

4.3.3.1. Extraction et dosage des protéines

L'extraction des protéines issues du biofilm fixé sur les anneaux est réalisée par une attaque basique. Environ 1 g d'anneaux est ajouté dans 10 mL de solution de soude (1M) et incubé 2h à 55°C. Après l'attaque basique et l'incubation, la soude est neutralisée par 10 mL de solution d'acide chlorhydrique (1M). L'échantillon est ensuite filtré à 0,45 µm avant d'être mélangé au réactif du kit de dosage (Pierce BCA Protein Assay, USA). Ce kit permet une

détection et une quantification colorimétrique des protéines totales. Cette méthode combine une réduction du Cu^{2+} en Cu^+ par les protéines dans un milieu alcalin (réaction de type biuret) et une détection colorimétrique sensible et sélective aux cations de cuivre Cu^+ grâce à l'acide bicinchonique (BCA). La coloration pourpre du produit de la réaction est obtenue par la chélation de deux molécules de BCA avec un ion cuivre. Le produit coloré absorbe au maximum à 562 nm de façon linéaire avec l'augmentation de la concentration des protéines dans une gamme de 20 à 2000 $\mu\text{g.mL}^{-1}$. La concentration en protéines est ensuite exprimée par rapport à la sérumalbumine bovine. Enfin, la concentration en protéines obtenue en $\mu\text{g.mL}^{-1}$ est ramenée à une concentration en $\mu\text{g.g}^{-1}$ de garnissage afin d'estimer la quantité de biomasse fixée par gramme de garnissage. Cette estimation permet d'ajuster la quantité de garnissage à mettre en jeu pour traiter les eaux grises en fonction de la charge appliquée.

4.3.3.2 Mesure du Carbone Organique Dissous

La mesure du Carbone Organique Dissous est réalisée selon la norme NF EN 1484 à l'aide d'un COT-mètre (Shimadzu TOC 5000A, Tokyo). Le principe de la mesure du COD repose sur la combustion du carbone de l'échantillon à haute température (680°C) et sa décomposition en dioxyde de carbone (CO_2). Ce CO_2 formé est détecté par un analyseur infrarouge. Une première mesure permet la quantification du Carbone Total (CT) de l'échantillon. La deuxième injection permet la mesure du Carbone Inorganique (CI) par acidification de l'échantillon où seuls les carbonates et bicarbonates de l'échantillon sont quantifiés. Le calcul du COT se fait par différence entre la mesure du Carbone Total (CT) et du Carbone Inorganique (CI).

4.4. RESULTATS EXPERIMENTAUX

4.4.1. Colonisation du matériau de garnissage

Le dosage de la concentration de protéines a permis d'évaluer le développement du biofilm fixé sur les anneaux de garnissage. Le résultat est présenté sur la Figure II-13.

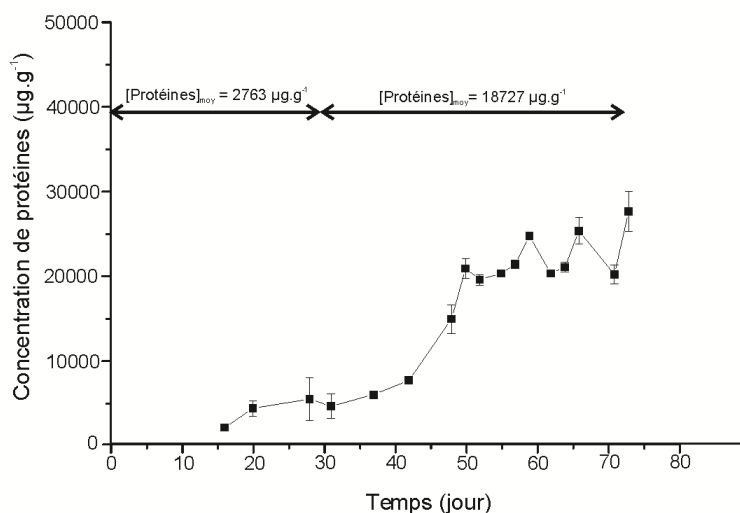


Figure II-13 : Evolution de la concentration des protéines fixées sur les anneaux de garnissage (microgramme de protéines par gramme de garnissage).

Tout d'abord, une période d'ensemencement de 15 jours a été observée, ce qui correspond à la période d'acclimatation des microorganismes vis-à-vis du milieu (phase I du développement d'un biofilm aérobie). Ensuite, les analyses ont été réalisées pendant 57 jours après ensemencement. Entre le jour 16 et le jour 30, la période de croissance est plutôt faible. La concentration de protéines fluctue entre 1000 à 4000 μg de protéines par gramme de garnissage ($\mu\text{g.g}^{-1}$). Cette phase correspond au début du développement des microorganismes où la croissance est relativement faible. Ensuite, une croissance exponentielle (phase II) est observée entre les jours 30 et 50 où la concentration de protéines passe de 4000 à 20000 $\mu\text{g.g}^{-1}$. Puis une fluctuation est observée autour de cette dernière valeur. Cette variation semble indiquer un certain détachement du biofilm suivi de son renouvellement (phase III et IV). Ce détachement est sans doute dû au biofilm qui a atteint sa maturation et son épaisseur maximale. Afin de se renouveler, il y a donc une partie qui se détache. Toutefois, il est possible que ce détachement résulte de la variation du substrat à partir du jour 38, c'est-à-dire au remplacement des eaux grises de douche par des eaux grises de machine à laver (contenant une pollution organique plus élevée) et au renouvellement journalier des eaux grises. En effet,

une diminution de 5000 μg de protéines par gramme de garnissage est observée pendant la période de carence de quatre jours entre les jours 68 et 71.

Cette méthode est simple et rapide mais comporte quelques limites. En effet, elle ne permet pas de différencier les protéines issues de la cellule de celles issues du biofilm. Cependant, elle indique le développement bactérien sur le support de biomasse et permet d'accéder à une valeur quantitative de la biomasse en fonction de la masse d'anneaux.

4.4.2. Observations microscopiques (MEB) des anneaux de garnissage

Des micrographies ont été réalisées sur les anneaux de garnissage colonisés par les eaux grises et sur les anneaux non colonisés afin de voir comment le biofilm se développe sur les anneaux (Figure II-14). La présence de biofilm est le plus souvent observée dans la partie protégée des anneaux où il n'y a pas de cisaillement exercé par l'hydrodynamique du réacteur. La micrographie (a) représente un anneau neuf et par conséquent non colonisé tandis que la micrographie (b) représente le périmètre externe d'un anneau colonisé. Les deux micrographies sont très semblables indiquant que le biofilm ne s'est pas déposé sur la partie externe des anneaux ou qu'il a subi un détachement. C'est pourquoi il est important de favoriser un garnissage ayant une grande surface spécifique afin d'augmenter la concentration de biomasse dans le réacteur.

Le biofilm semble composé de plusieurs couches de cellules reliées entre elles par des polymères matriciels (c, d, e). La diversité des cellules microbiennes a été observée sur toute la surface du garnissage. Cependant les observations microscopiques semblent indiquer que la plus grande partie est représentée par les amibes testacées (f).

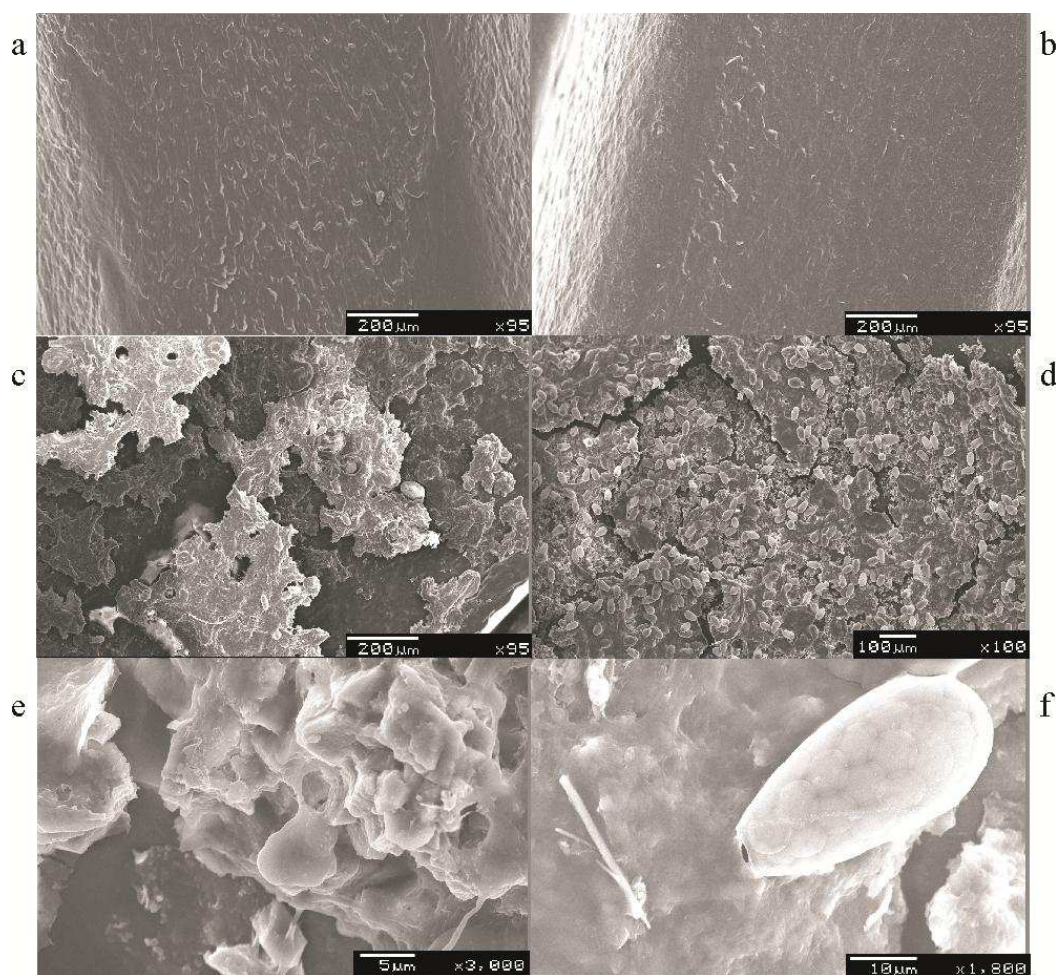


Figure II-14 : Micrographies (MEB) des anneaux de garnissage vierge (a) et colonisé par le biofilm (b, c, d, e, f).

4.4.3. Etude statique de la dégradation du carbone présent dans les eaux grises

Afin de confirmer l'influence du substrat sur le biofilm présent sur le garnissage, une mesure du COD a été réalisée sur les eaux grises et sur le liquide issu de l'extraction du biofilm par l'attaque basique. La Figure II-15 présente les mesures du COD effectuées sur les eaux grises brutes introduites lors des renouvellements et sur l'eau issue de l'extraction du biofilm des anneaux de garnissage, appelées respectivement par la suite eaux brutes et eaux du réacteur.

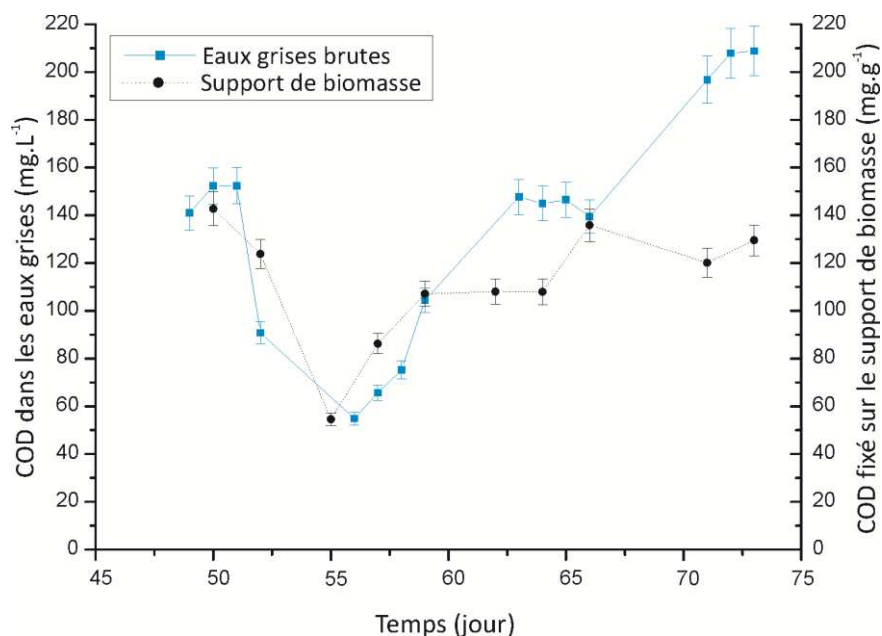


Figure II-15 : Evolution de la concentration en COD dans les eaux grises brutes ainsi que sur le biofilm fixé sur les anneaux de garnissage.

Le carbone étant un des principaux nutriments nécessaire à la croissance des microorganismes, les mesures de COD effectuées sur les eaux grises brutes indiquent la tendance du milieu à favoriser ou défavoriser le développement des microorganismes. Celles réalisées sur les eaux du réacteur sont indicatrices de la quantité de biomasse fixée sur les anneaux. La Figure II-15 montre que la quantité de carbone présente dans les eaux de réacteur est liée à la quantité présente dans les eaux brutes. En effet, les deux courbes ont la même allure et lorsque la concentration en COD contenu dans les eaux brutes diminue, une diminution de celle du COD présent sur le garnissage est observée. L'inverse est aussi vérifié, excepté lors des périodes de carence. Cependant, la diminution du carbone durant ces périodes est expliquée par le fait que les eaux grises ne sont pas renouvelées.

4.5. CONCLUSION

L'étude statique de suivi de la dégradation de la pollution carbonée des eaux grises a permis d'observer un excellent développement du biofilm sur le garnissage. De plus, l'influence de la charge carbonée contenue dans les eaux grises a été mise en évidence.

Afin d'optimiser la dégradation qui a lieu dans le réacteur à lit fluidisé, il semble nécessaire d'identifier et de quantifier la cinétique de biodégradation des eaux grises par la biomasse afin de pouvoir modéliser la dégradation qui s'opère dans le réacteur à lit fluidisé.

La suite de ce chapitre est dédiée aux moyens mis en œuvre pour déterminer la cinétique ainsi que la modélisation du réacteur à lit fluidisé.

5. MODELISATION DE LA DEGRADATION DES EAUX GRISES DANS LE REACTEUR A LIT FLUIDISE

5.1. INTRODUCTION

L'étude de la dégradation du carbone présent dans les eaux grises a permis d'observer une excellente colonisation des anneaux de garnissage et de voir l'interaction du biofilm vis-à-vis de la pollution carbonée contenue dans les eaux grises. La détermination de la cinétique de biodégradation des eaux grises est nécessaire afin de pouvoir la relier à l'hydrodynamique du réacteur et pouvoir ainsi modéliser la dégradation qui a lieu dans le réacteur dans les conditions réelles d'utilisation. La cinétique a été caractérisée à l'aide de mesures du COD (analogues à la manière précédente) et par respirométrie.

5.2. APPROCHE EXPERIMENTALE DE LA DETERMINATION DE LA CINETIQUE

5.2.1. Principe de mesure de la respirométrie

La respirométrie est fondée sur la mesure de la quantité d'oxygène consommée par une population microbienne dégradant un substrat. Cette consommation induit une production de CO₂, absorbée par un piège à soude, et une dépression qui est enregistrée par la tête de mesure. Cette dépression est alors corrélée à la DBO_n selon l'équation suivante émanant de la loi des gaz parfaits :

$$DBO_n = \frac{M(O_2)}{R.T_m} \times \left(\frac{V_t - V_l}{V_l} + \alpha \frac{T_m}{T_0} \right) \times \Delta p(O_2) \quad (II-6)$$

Où :

- DBO_n : Demande biochimique en oxygène pour n jours (mg.L⁻¹)
- M(O₂) : Masse molaire de l'oxygène (32000 mg.mol⁻¹)
- R : Constante des Gaz Parfaits (83,144 L.mbar.mol⁻¹.K⁻¹)

- T_0 : Température de référence (273,15 K)
- T_m : Température mesurée (K)
- V_t : Volume de la bouteille (L)
- V_1 : Volume de l'échantillon (L)
- α : Coefficient d'absorption d'O₂ de Bunsen (0,03103)
- $\Delta p(O_2)$: Différence de la pression partielle en O₂ (mbar)

Les mesures ont été réalisées selon la norme ISO 9408 à l'aide de respiromètres Oxitop (Figure II-16). Cette méthode a été choisie car elle est précise, fiable et la lecture des données est aisée. De plus, selon Reuschenbach *et al.* (2003) cette méthode est équivalente à l'utilisation d'autres méthodes plus complexes sur 5 jours (Sapromat par exemple).



Figure II-16 : Représentation schématique d'un respiromètre utilisé pour évaluer la vitesse de respiration.

5.2.2. Protocole de déroulement d'un test respirométrique

Cette étude a été réalisée à partir des anneaux issus de l'étude de colonisation du matériau de garnissage. Une masse d'anneaux colonisés est prélevée puis pesée. Sur une partie des anneaux, une mesure de COD est réalisée suivant le protocole déjà décrit. L'autre partie est ajoutée dans la bouteille permettant la mesure de respirométrie. Dans cette bouteille, un volume de 164 mL d'eaux grises (dont le COD a été préalablement mesuré) est ajouté ainsi que 4 gouttes d'allylthio-urée (inhibiteur de nitrification permettant de ne mesurer que la respiration endogène des microorganismes hétérotrophes). Un barreau aimanté, permettant l'agitation, est ajouté afin d'homogénéiser le milieu. Une membrane en caoutchouc et une

pastille de soude sont placées en haut de la bouteille. Enfin, la tête de mesure couvre le tout et crée l'étanchéité. La respiration est enregistrée en continu toutes les 20 minutes durant 5 jours. Après 5 jours, le COD résiduel est mesuré. Ces tests ont été réalisés sur différentes masses d'anneaux variant de 0 à 3670 mg. Seize mesures ont été réalisées avec différentes masses d'anneaux et huit mesures ont été réalisées sans anneaux.

5.2.3. Résultats expérimentaux

5.2.3.1. Mesure de la respirométrie

Les courbes typiques de respirométrie obtenues sont représentées sur la Figure II-17 pour quatre masses de garnissage.

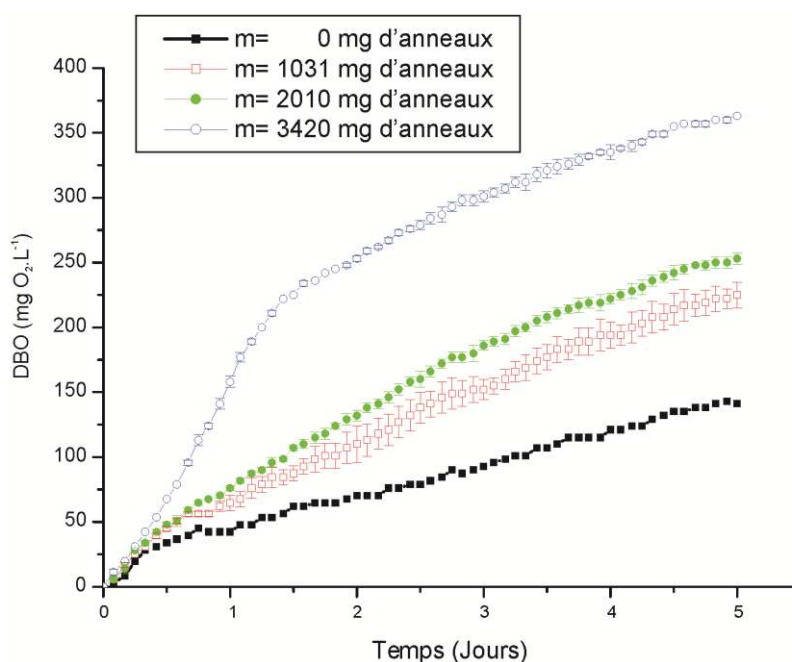


Figure II-17 : Comparaison de la respirométrie obtenue en fonction de la quantité d'anneaux de garnissage mise en jeu.

Il est aisément observable que la consommation d'oxygène est plus élevée en présence de biomasse. Sans anneaux de garnissage, la courbe atteint $141 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ tandis qu'elle atteint $363 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ avec 3420 mg d'anneaux. Lors de l'ajout de la plus grande quantité d'anneaux, la DBO atteint $225 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ au bout de 1,5 jours tandis qu'à la fin de l'expérience, elle est de $363 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$. Afin d'éliminer 62% de la DBO, il faut donc 1,5 jours avec une quantité de 3420 mg d'anneaux tandis qu'avec 1031 mg , seulement 30% de la DBO ont été éliminés. Ces résultats seront utilisés par la suite lors du passage de l'échelle laboratoire à l'échelle du réacteur à lit fluidisé.

5.2.3.2. Cinétique de biodégradation

Afin de modéliser la biodégradation de la pollution carbonée contenue dans les eaux grises, une étude cinétique du COD, qui suit une loi de type Monod décrite par la relation (II-7), a été réalisée.

$$\frac{dS}{dt} = \frac{-k \times S \times X}{K_s + S} \quad (\text{II-7})$$

Avec :

- S : concentration des composés à dégrader
- X : concentration en biomasse active
- k : constante cinétique de dégradation
- K_s : constante de saturation

Les mesures du COD ont été reliées à la respirométrie. Une mesure de COD a été réalisée avant le test respirométrique et en fin de test sur les eaux grises contenues dans chaque bouteille avec ou sans garnissage. Ces deux mesures ont été établies en présence ou non de garnissage. Afin de déterminer la constante cinétique, la concentration en biomasse active a été considérée constante. La Figure II-18 résume les cinétiques de dégradation typiques obtenues avec ou sans garnissage.

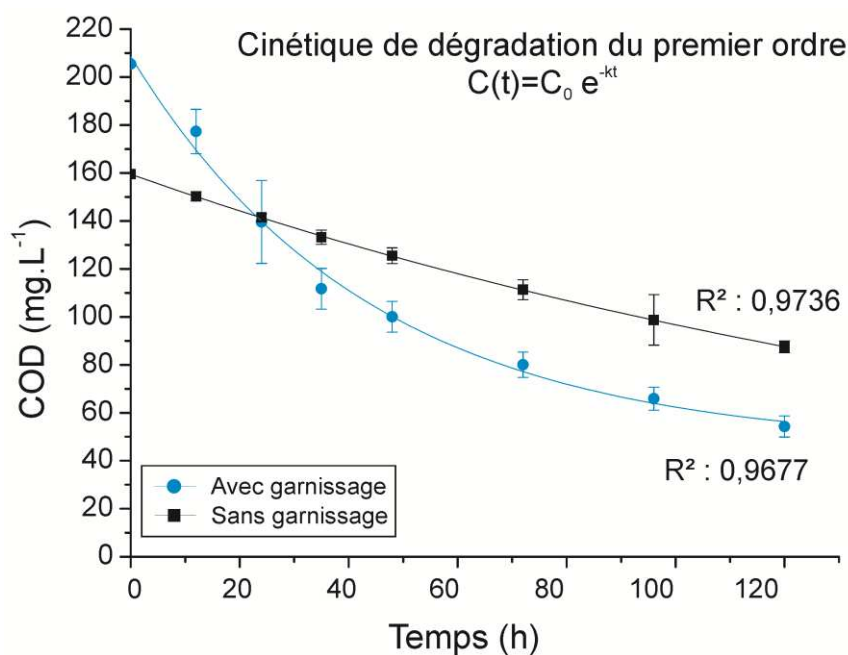


Figure II-18 : Cinétique de dégradation du carbone organique dissous contenu dans les eaux grises.

Les courbes obtenues décrivent une cinétique de premier ordre du type :

$$C(t) = C_0 \times e^{-kt} \quad (\text{II-8})$$

où :

- $C(t)$ est la concentration en carbone au temps t (mg.L^{-1}),
- C_0 est la concentration initiale en carbone (mg.L^{-1}),
- k est la constante cinétique de dégradation (h^{-1}).

Le Tableau II-6 présente les constantes de vitesse k obtenues pour différentes masses de garnissage mises en jeu pour une cinétique de biodégradation du premier ordre.

Tableau II-6 : Constantes de vitesse en fonction de la masse de garnissage, de la DBO_5 et de la concentration en carbone.

Masse de garnissage (g)	DBO_5 ($\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$)	C_0 (mg C.L^{-1})	C_f (mg C.L^{-1})	k (h^{-1})
0	141	159,5	90,0	0,004
0	113	159,5	89,0	0,004
1031	211	135,1	53,4	0,06
1382	363	205,4	54,3	0,0065
1490	363	205,4	54,2	0,007
2586	160	159,5	57,4	0,0085
2588	160	159,5	55,0	0,008
3420	363	205,4	60,7	0,011
3538	363	205,4	50,0	0,014
3653	186	159,5	47,9	0,013
3670	186	159,5	48,3	0,025

La constante " k " a été établie à $0,011 \text{ h}^{-1}$ lorsque la quantité de garnissage varie de 1031 à 3670 mg. Cette cinétique est comparée avec celle d'un échantillon de référence sans garnissage contenant seulement des eaux grises brutes. Lorsqu'il n'y a pas de garnissage, la constante cinétique est de $0,004 \text{ h}^{-1}$. Ce résultat implique que lors de l'ajout du garnissage, la cinétique est trois fois plus élevée.

5.3. OPTIMISATION DU REACTEUR A LIT FLUIDISE

5.3.1. Description de la filière expérimentale

La filière expérimentale (Figure II-19) est composée d'une machine à laver qui produit les eaux grises brutes. Cette machine est à disposition du personnel travaillant sur le site du CSTB de Nantes, les agents viennent ainsi déposer leur linge pour qu'il soit lavé. Les eaux grises produites sont donc des eaux grises réelles domestiques. Ces dernières sont collectées dans un réservoir de stockage de 5000 L. Ce réservoir est vidangé une fois par semaine afin de renouveler les eaux grises. Deux fois par jour, 72 L d'eaux grises, provenant de ce réservoir, sont envoyés vers la cuve de stockage alimentant le réacteur à lit fluidisé. Il est à noter qu'une biodégradation durant chaque étape de stockage est inévitable (Jefferson *et al.*, 2004), c'est pourquoi ces périodes sont minimisées et le réservoir est vidangé chaque semaine.

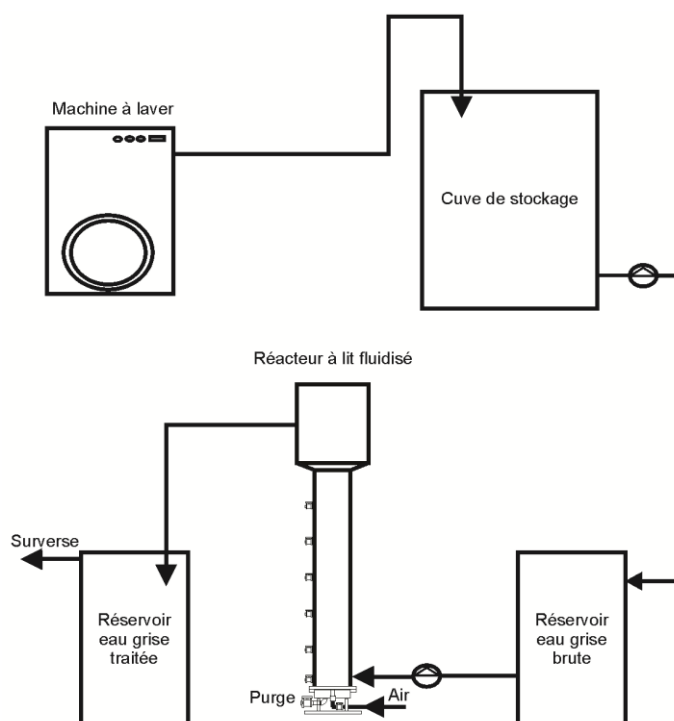


Figure II-19 : Schéma de la filière expérimentale de production d'eau grise traitée par réacteur à lit fluidisé.

5.3.2. Modélisation

Afin de prédire les performances épuratoires du réacteur à lit fluidisé, la modélisation du réacteur a été réalisée par l'association de l'équation de biodégradation et des paramètres

hydrodynamiques. Le comportement idéal du réacteur à lit fluidisé rend l'étude plus aisée en diminuant les effets des paramètres hydrodynamiques sur la dégradation. Ainsi l'équation de biodégradation des eaux grises est extrapolée au réacteur, en prenant en compte les volumes mis en jeu dans chaque étude. L'équation II-7 est ainsi devenue :

$$C(t) = 0,593 \times C_0 \times e^{-kt} \quad (\text{II-9})$$

Dans cette équation, 0,593 est un nombre sans dimension représentant le ratio de la quantité d'anneaux et du volume d'eaux grises utilisés lors de l'étude cinétique (échelle laboratoire) et de ceux introduits dans le lit fluidisé. Afin de vérifier la cohérence du modèle, les performances du lit fluidisé ont été étudiées pour les volumes réactionnels d'eaux grises de 30, 70 et 110 L alimentés avec un débit de 6 L.h⁻¹.

5.3.3. Résultats du modèle appliqué au réacteur à lit fluidisé

La Figure II-20 représente la concentration expérimentale en entrée (Y_0) du réacteur et les concentrations expérimentales (Y_{exp}) et calculées à l'aide du modèle (Y_{th}) en sortie du réacteur.

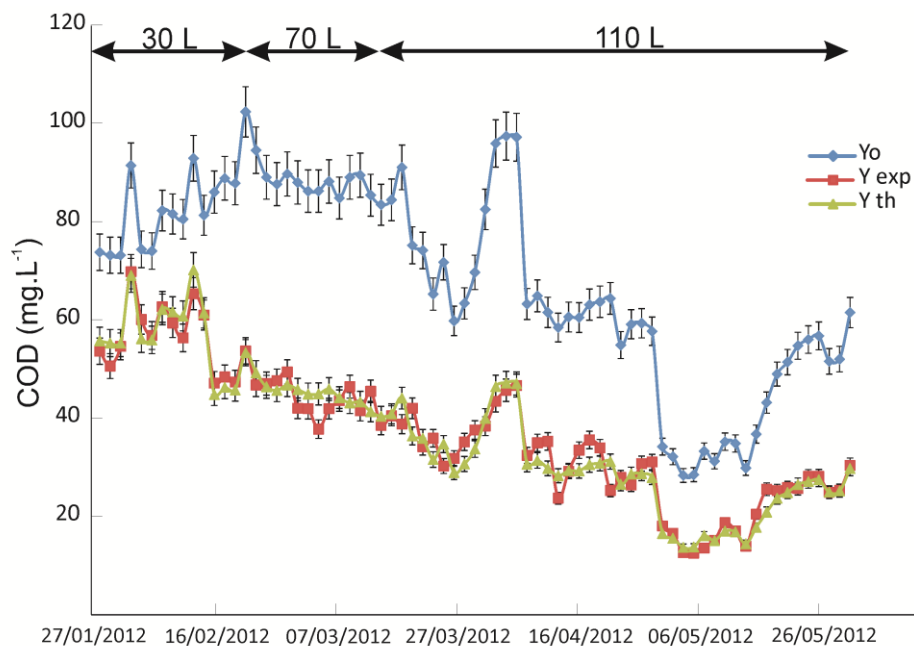


Figure II-20 : Concentration en COD en entrée (Y_0), expérimentale (Y_{exp}) et théorique (Y_{th}).

Deux principales informations peuvent être dégagées de cette figure. Tout d'abord le modèle théorique développé représente bien le réacteur réel car les valeurs théoriques sont proches des valeurs mesurées expérimentalement. Deuxièmement, les eaux grises contiennent une charge carbonée très variable entre 30 et 100 mg C.L⁻¹ et malgré ces variations, le modèle suit les valeurs expérimentales. Afin de vérifier statistiquement la validité des résultats de ce modèle, la comparaison des résultats théoriques et expérimentaux est portée sur le diagramme de parité de la Figure II-21.

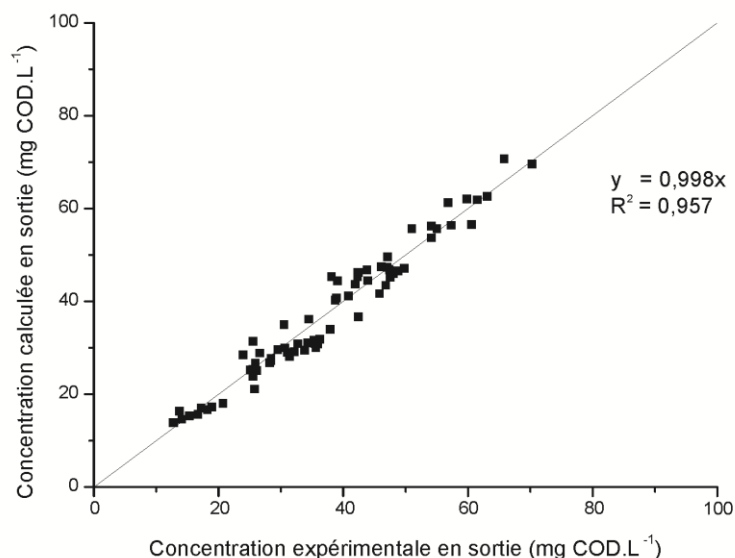


Figure II-21 : Comparaison des concentrations expérimentales et calculées en sortie de réacteur.

Durant la validation de ce modèle, 13 m³ d'eaux grises ont été traitées avec une dégradation moyenne de carbone de 51% et un maximum de 68%. La majorité des points est proche de la droite de parité indiquant que les concentrations théoriques obtenues à l'aide du modèle sont en cohérence avec les valeurs expérimentales pour les mêmes conditions.

Un test de Student a été réalisé sur le coefficient b de l'équation de la droite de régression linéaire ($Y_{\text{cal}} = b \cdot Y_{\text{exp}}$), afin de déterminer si la différence avec la pente de la droite idéale ($\beta_0 = 1$) est significative ou non. Ce test permet de conclure que le modèle proposé concorde avec la prédiction de la concentration de sortie du réacteur à un seuil de confiance de 99%, car il a montré que la différence entre les deux pentes ($y = x$ et $y = 0,998 x$) n'est pas significative.

Enfin, une fraction difficilement biodégradable de 15 mg C.L⁻¹ a pu être observée. L'utilisation d'un réacteur à lit fluidisé diminue les limitations dues à la diffusion du substrat vers le biofilm (Chan *et al.*, 2009).

5.3.4. Analyse de sensibilité

L'étude hydrodynamique du lit fluidisé et celle de biodégradation des eaux grises ont permis de réaliser une analyse de sensibilité (Figure II-22) des conditions opératoires du lit fluidisé.

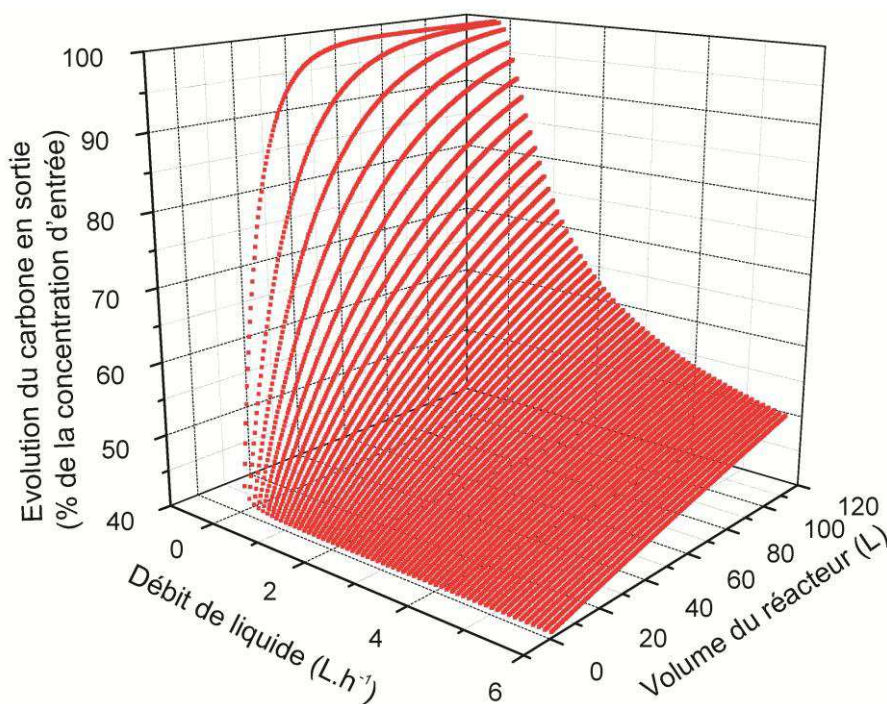


Figure II-22 : Analyse de sensibilité en fonction des conditions opératoires (charges appliquées et volume).

Il est possible, à l'aide de cette étude, de définir l'influence des conditions opératoires sur la biodégradation du COD (débit d'eaux grises et volume de réacteur) en fonction de la concentration d'entrée et de prévoir la concentration de sortie du COD pour une configuration donnée.

6. CONCLUSION

L'optimisation du réacteur à lit fluidisé utilisé pour traiter les eaux grises a été réalisée en utilisant la détermination de la DTS liée à la cinétique de biodégradation du carbone présent dans les eaux grises. La détermination de la DTS a mis en évidence le comportement idéal du réacteur et l'absence de volumes morts ou de court-circuit. L'étude statique de biodégradation des eaux grises a démontré une colonisation convenable des anneaux de garnissage, support de la biomasse. Une cinétique du premier ordre a été obtenue à partir de la

dégradation du carbone contenu dans les eaux grises. La valeur de la constante cinétique k est de 0,011 et 0,004 h^{-1} , respectivement en présence et en l'absence de support de biomasse.

Un modèle décrivant la dégradation qui a lieu dans le réacteur a été proposé en fonction de l'hydrodynamique du réacteur. Ce modèle a été développé puis validé avec les données expérimentales. Lorsque les caractéristiques des eaux grises et l'objectif de traitement à atteindre sont connus, il est alors possible de déterminer la configuration optimale du réacteur à mettre en œuvre pour atteindre cet objectif. La dégradation qui s'opère dans le réacteur à lit fluidisé ayant été modélisée, il est maintenant nécessaire d'étudier ses performances de traitement ; le Chapitre III y est dédié.

6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR (Association Française de Normalisation)

NF EN 1484 Juillet 1997 : Analyse de l'eau - Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (TOC) et carbone organique dissous (COD)

Ahnert M., Kuehn V., Krebs P. (2010) Temperature as an alternative tracer for the determination of the mixing characteristics in wastewater treatment plants. *Water Research*. **44**(6), 1765-1776.

Alvarado-Lassman A., Rustrián E., García-Alvarado M. A., Rodríguez-Jiménez G. C., Houbroun E. (2008) Brewery wastewater treatment using anaerobic inverse fluidized bed reactors. *Bioresource Technology*. **99**(8), 3009-3015.

Ascuntar Ríos D., Toro Vélez A. F., Peña M. R., Madera Parra C. A. (2009) Changes of flow patterns in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in tropical regions. *Ecological Engineering*. **35**(2), 274-280.

Borroto J. I., Domínguez J., Griffith J., Fick M., Leclerc J. P. (2003) Technetium-99m as a tracer for the liquid RTD measurement in opaque anaerobic digester: application in a sugar wastewater treatment plant. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*. **42**(11), 857-865.

Bourat G. (1992) Fermentations. Propriétés des micro-organismes. *Techniques de l'ingénieur*. **J** (6002)

Chan Y. J., Chong M. F., Law C. L., Hassell D. G. (2009) A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*. **155**(1-2), 1-18.

Chazarenc F., Merlin G., Gonthier Y. (2003) Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. **21**(2-3), 165-173.

Curlin M., Matic M., Matosic M., Mijatovic I., Kurtanek Z. (2004) Effects of hydraulic residence time and mixing on wastewater treatment in a membrane bioreactor. *Chemical and biochemical engineering quarterly*. **18** (2), 97-104.

- Danckwerts P. V. (1953) Continuous flow systems: Distribution of residence times. *Chemical Engineering Science*. **2**(1), 1-13.
- Fan L. (1989) Gas–Liquid–Solid Fluidisation Engineering, New York, Butterworth Publishers. 1989, 784 p. *ISBN : 978-0409951790*
- Fogler H. S. (2004) *Elements of Chemical Reaction Engineering*, Pearson, International collection. 1080 pages. *ISBN : 978-0131278394*
- Ghunmi Abu L., Zeeman G., Fayyad M., Lier J. B. (2010) Grey water biodegradability. *Biodegradation*. **22**(1), 163-174.
- Gjaltema A., Vinke J. L., van Loosdrecht M. C. M., Heijnen J. J. (1997) Abrasion of suspended biofilm pellets in airlift reactors: Importance of shape, structure, and particle concentrations. *Biotechnology and Bioengineering*. **53**(1), 88-99.
- Grobicki A., Stuckey D. C. (1992) Hydrodynamic characteristics of the anaerobic baffled reactor. *Water Research*. **26**(3), 371-378.
- Farooq M., Hussain Khan I., Din G., Gul S., Palige J., Dobrowolski A. (2003) Radiotracer investigations of municipal sewage treatment stations. *Nukleonika*. **48**(1), 57-61.
- Habouzit F., Gévaudan G., Hamelin J., Steyer J.-P., Bernet N. (2011) Influence of support material properties on the potential selection of Archaea during initial adhesion of a methanogenic consortium. *Bioresource Technology*. **102**(5), 4054-4060.
- Haroun M., Idris A. (2009) Treatment of textile wastewater with an anaerobic fluidized bed reactor. *Desalination*. **237**(1-3), 357-366.
- Hinton S. W., Stensel H. D. (1991) Experimental observation of trickling filter hydraulics. *Water Research*. **25**(11), 1389-1398.
- Humeau P., Hourlier F., Bulteau G., Massé A., Jaouen P., Gérente C., Faur C., Le Cloirec P. (2011) Estimated costs of implementation of membrane processes for on-site greywater recycling. *Water Science and Technology*. **63**(12), 2949-2956.
- ISO 9408 (1999) Qualité de l'eau — Évaluation, en milieu aqueux, de la biodégradabilité aérobie ultime des composés organiques par détermination de la demande en oxygène dans un respiromètre fermé.

- Jahn A., Nielsen P. H. (1998) Cell biomass and exopolymer composition in sewer biofilms. *Water Science and Technology*. **37**(1), 17-24.
- Jefferson B., Palmer A., Jeffrey P., Stuetz R., Judd S. (2004) Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science and Technology*. **50**(2), 157-164.
- Jimenez B., Noyola A., Capdeville B., Roustan M., Faup G. (1988) Dextran blue colorant as a reliable tracer in submerged filters. *Water Research*. **22**(10), 1253-1257.
- Kilani J. ., Ogunrombi J. . (1984) Effects of baffles on the performance of model waste stabilization ponds. *Water Research*. **18**(8), 941-944.
- Kim H. S., Shin M. S., Jang D. S., Jung S. H., Jin J. H. (2005) Study of flow characteristics in a secondary clarifier by numerical simulation and radioisotope tracer technique. *Applied Radiation and Isotopes*. **63**(4), 519-526.
- Kong H., Wu H. (2008) Pretreatment of textile dyeing wastewater using an anoxic baffled reactor. *Bioresource Technology*. **99**(16), 7886-7891.
- Kumaresan R., Ramakrishnan N., Premalatha C. (2009) Aerobic Treatment of Distillery Wastewater in a Three Phase Fluidized Bed Biofilm Reactor. *Chemical Engineering Journal*. **1**(1), 13-20.
- Lakel A., Baudu M., Dagot C. (1998) Hydrodynamique d'un filtre biologique en système insaturé avec nitrification d'un effluent septique. *Water Research*. **32**(10), 3157-3167.
- Lazarova V., Manem J. (1995) Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Water Research*. **29**(10), 2227-2245.
- Le Moullec Y., Potier O., Gentric C., Pierre Leclerc J. (2008) Flow field and residence time distribution simulation of a cross-flow gas-liquid wastewater treatment reactor using CFD. *Chemical Engineering Science*. **63**(9), 2436-2449.
- Levenspiel O. (1998) *Chemical Reaction Engineering*, New York, Ed : John Wiley & sons. ISBN : 978-0471254249.

- Liu Q., Mancel K., Tuovinen O. H. (2003) Biomass accumulation and carbon utilization in layered sand filter biofilm systems receiving milk fat and detergent mixtures. *Bioresource Technology*. **89**(3), 275-279.
- Lohi A., Alvarez Cuenca M., Anania G., Upreti S. R., Wan L. (2008) Biodegradation of diesel fuel-contaminated wastewater using a three-phase fluidized bed reactor. *Journal of Hazardous Materials*. **154**(1-3), 105-111.
- Meraz M., Alvarez-Ramirez J. (2000) A simple rate model for the dynamics of immobilization of anaerobic bacteria on a plastic support. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. **75**(2), 152-158.
- Merlin G., Pajean J.L., Lissolo T. (2002) Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous area. *Hydrobiologia*. **469**(1-3), 87-98.
- Metcalf et Eddy (2002) *Wastewater engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*, New York, McGraw-Hill. 1878 pages. ISBN : 978-0070418783
- Mills P. L., Dudukovic M. P. (1981) Evaluation of liquid-solid contacting in trickle-bed reactors by tracer methods. *AIChE Journal*. **27**(6), 893-904.
- Mizzouri N.S., Shaaban M.D. (2013) Kinetic and hydrodynamic assessment of an aerobic purification system for petroleum refinery wastewater treatment in a continuous regime. *International biodeterioration and biodegradation*. **83**, 1-9.
- Moreno M. D. (1990) A tracer study of the hydraulics of facultative stabilization ponds. *Water Research*. **24**(8), 1025-1030.
- Muslu Y. (1986) Distribution of retention times in model biological filters containing packed spheres. *Water Research*. **20**(3), 259-265.
- Nielsen P. H., Jahn A., Palmgren R. (1997) Conceptual model for production and composition of exopolymers in biofilms. *Water Science and Technology*. **36**(1), 11-19.
- O'Toole G., Kaplan H. B., Kolter R. (2000) Biofilm formation as microbial development. *Annual review of microbiology*. **54**, 49-79.
- Ochieng A., Ogada T., Sisenda W., Wambua P. (2002) Brewery wastewater treatment in a fluidized bed bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*. **90**(3), 311-321.

- Ochieng A, Odiyo JO, Mutsago M. (2003) Biological treatment of mixed industrial wastewaters in a fluidised bed reactor. *Journal of Hazardous Materials*. **96**(1) 79-90
- Olivet D., Valls J., Gordillo M. À., Freixó À., Sánchez A. (2005) Application of residence time distribution technique to the study of the hydrodynamic behaviour of a full-scale wastewater treatment plant plug-flow bioreactor. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. **80**(4), 425-432.
- Pareek V. K., Yap Z., Brungs M. P., Adesina A. A. (2001) Particle residence time distribution (RTD) in three-phase annular bubble column reactor. *Chemical Engineering Science*. **56**(21-22), 6063-6071
- Ragusa S. R., McNevin D., Qasem S., Mitchell C. (2004) Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. *Water Research*. **38**(12), 2865-2873.
- Rajasimman M., Karthikeyan C. (2009) Optimization studies in an inverse fluidized bed bioreactor for starch wastewater treatment. *International Journal of Environmental Research*. **3**(4), 569-574.
- Reuschenbach P., Pagga U., Strotmann U. (2003) A critical comparison of respirometric biodegradation tests based on OECD 301 and related test methods. *Water Research*. **37**(7), 1571-1582.
- Riemer M., Holm Kristensen G., Harremoës P. (1980) Residence time distribution in submerged biofilters. *Water Research*. **14**(8), 949-958.
- Ronkanen A.-K., Kløve B. (2007) Use of stable isotopes and tracers to detect preferential flow patterns in a peatland treating municipal wastewater. *Journal of Hydrology*. **347**(3-4), 418-429.
- Rusten B., Eikebrokk B., Ulgenes Y., Lygren E. (2006) Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*. **34**(3), 322-331.
- Séguret F., Racault Y., Sardin M. (2000) Hydrodynamic behaviour of full scale trickling filters. *Water Research*. **34**(5), 1551-1558.
- Simpson D. R. (2008) Biofilm processes in biologically active carbon water purification. *Water Research*. **42**(12), 2839-2848.

- Sokół W., Ambaw A., Woldeyes B. (2009) Biological wastewater treatment in the inverse fluidized bed reactor. *Chemical Engineering Journal*. **150**(1), 63-68.
- Stevik K. T., Kari Aa, Ausland G., Fredrik Hanssen J. (2004) Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research*. **38**(6), 1355-1367.
- Sundaresan N., Philip L. (2008) Performance evaluation of various aerobic biological systems for the treatment of domestic wastewater at low temperatures. *Water science and technology*. **58**(4), 819.
- Thampi M. V., Sorber C. A. (1987) A method for evaluating the mixing characteristics of u.v. reactors with short detention times. *Water Research*. **21**(7), 765-771.
- Tizghadam M., Dagot C., Baudu M. (2008) Wastewater treatment in a hybrid activated sludge baffled reactor. *Journal of Hazardous Materials*. **154**(1-3), 550-557.
- Tsuneda S., Aikawa H., Hayashi H., Yuasa A., Hirata A. (2003) Extracellular polymeric substances responsible for bacterial adhesion onto solid surface. *FEMS Microbiology Letters*. **223**(2), 287-292.
- Villermaux J. (1993) Génie de la réaction chimique: conception et fonctionnement des réacteurs, 2e édition, Tec & Doc Lavoisier. 448 pages. *ISBN : 9782852067592*
- Willey J., Sherwood L., Woolverton C. (2008) Prescott's Principles of microbiology. Mac Graw-Hill Higher Education. 847 pages. *ISBN : 978-0077213411*
- Yeon H. J., Chang D., Kim D. W., Kim B. K., Choi J. K., Lim S. Y., Yoon C. Y., Son D. J., Kim W. Y. (2011) Comparison of Attached Growth Process with Suspended Growth Process. *World Academy of Science, Engineering and Technology*. **60**, 649-652.

CHAPITRE III : SUIVI A MOYEN TERME DES PERFORMANCES EPURATOIRES DU REACTEUR A LIT FLUIDISE

1. INTRODUCTION

Afin de fonctionner dans les conditions opératoires réelles, *i.e* comme dans une habitation individuelle, il est important de s'intéresser aux volumes d'eaux grises brutes domestiques produites quotidiennement. Deux facteurs ont été pris en compte pour le dimensionnement du réacteur : la production par jour et par habitant d'eaux grises de machine à laver et de douche ainsi que le nombre de personnes par foyer. Le Tableau III-1 ci-dessous présente l'évolution de la taille de la population et des ménages en France métropolitaine.

Tableau III-1 : Evolutions comparées de la population et du nombre de ménages en France métropolitaine (Jacquot, 2006).

	Recensements					Prévisions			
	1975	1982	1990	1999	2005	2015	2020	2025	2030
Population (en millions)	53	54	57	58	61	66	69	71	74
Nombre de ménages (en millions)	17	20	22	24	26	29	32	36	40
Nombre de personnes par ménage	2,88	2,7	2,57	2,4	2,31	2,19	2,14	2,09	2,04

D'après le Tableau III-1, le nombre de ménages tend à croître plus vite que la population. En effet, des progressions respectives de 34,6% et 13,1% sont observées entre 1975 et 2005. A l'inverse et pour la même période, le nombre de personnes par ménage diminue (-25%). Le vieillissement de la population rend inéluctable la baisse de la taille des ménages et il semble que ce nombre converge vers deux personnes par foyer dans les années futures, la prédiction étant de 2,04 en 2030. Le réacteur a donc été dimensionné pour traiter l'équivalent en eaux grises d'un foyer de deux personnes.

En Europe, la production d'eaux grises de machine à laver et de salle de bain est évaluée à 75 L.j⁻¹.hab⁻¹ (Figure I-4) et en France, elle est de 70 L.j⁻¹.hab⁻¹ (Figure I-5), ce qui représente 51% des eaux usées produites quotidiennement. La moyenne de ces deux

productions est donc de $72,5 \text{ L.j}^{-1}.\text{hab}^{-1}$ arrondie à $72 \text{ L.j}^{-1}.\text{hab}^{-1}$ pour des raisons techniques. Les eaux grises de salle de bain et de douche présentent une charge organique plus faible que les eaux grises de cuisine. C'est pourquoi cette étude porte exclusivement sur les premières.

En prenant en compte la production quotidienne d'eaux grises et le nombre de personnes par foyer, le réacteur à lit fluidisé doit être configuré pour traiter 144 L d'eaux grises par jour. Les études hydrodynamiques et cinétiques présentées dans le Chapitre 2 ont permis de réaliser une analyse de sensibilité des conditions opératoires du lit fluidisé. En fonction de cette analyse et afin de produire 144 L d'eaux grises traitées, les conditions nécessaires sont présentées sur la Figure III-1. Le volume du réacteur doit être fixé à 110 L et le débit de liquide doit être de 6 L.h^{-1} . Selon la modélisation réalisée au Chapitre II, cette configuration doit permettre d'atteindre au moins 50% d'abattement du COD.

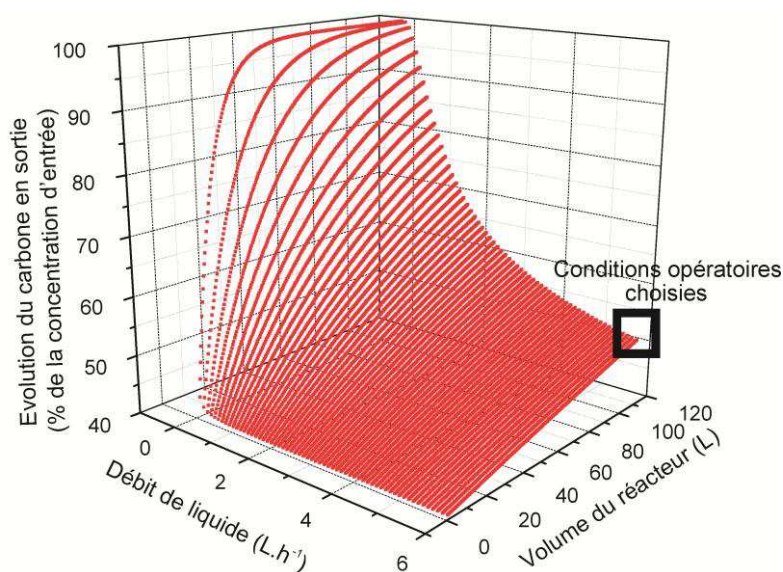


Figure III-1 : Conditions opératoires nécessaires afin de traiter quotidiennement 144 litres d'eaux grises brutes.

Face à la nécessité reconnue d'une gestion durable de la ressource en eau, le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) de Nantes a renforcé son implication scientifique en dédiant une plateforme à l'expérimentation et la simulation du cycle de l'eau, en grandeur nature, au sein du système bâtiment-parcelle-environnement. Cette plateforme, nommée AQUASIM et inaugurée en 2010, mobilise des compétences multidisciplinaires dans le domaine de la qualité de l'eau potable, la récupération et l'utilisation des eaux de pluie, l'épuration des eaux usées ou encore le traitement et le recyclage des eaux grises.

Cette étude, envisageant les eaux grises comme une ressource alternative à l'eau potable pour l'irrigation des espaces verts, s'inscrit donc parfaitement dans la démarche du CSTB.

Dans le cadre de la réutilisation des eaux grises, AQUASIM met à la disposition de ses agents des douches et une laverie destinée aux vêtements de travail et au linge du personnel. La production moyenne des eaux grises de douche se situe entre 50 et 150 L.j⁻¹ et celle des eaux grises de machine à laver entre 400 et 1200 L.j⁻¹. Selon l'état de salissure du linge apporté par les agents et selon le nombre de douches prises dans la journée, les caractéristiques des eaux grises brutes peuvent varier.

2. APPROCHE EXPERIMENTALE

2.1. DESCRIPTION DE LA FILIERE D'ETUDE

La filière d'étude est composée de quatre douches et d'une machine à laver (Figure III-2). Après chaque machine et chaque douche, les eaux grises sont collectées dans deux réservoirs de stockage distincts de 5000 L, respectivement appelés réservoir 1 et réservoir 2. Un troisième réservoir de 1000 L permet de mélanger les deux types d'eaux grises brutes selon les proportions souhaitées. Selon la Figure I-5, les proportions devraient être de 1/3 d'eaux grises de machine à laver et 2/3 d'eaux grises de salle de bain. Toutefois, la production de ces dernières dans AQUASIM étant insuffisante pour atteindre ce ratio, il a été décidé de l'inverser. Deux fois par jour, 72 L d'eaux grises brutes mélangées provenant du réservoir 3 sont envoyés dans le réservoir 4 alimentant le réacteur à lit fluidisé. Un premier envoi est réalisé à 11h30, juste après le mélange des eaux grises, tandis que le deuxième est réalisé à 20h. Une pompe péristaltique permet d'alimenter en continu le réacteur. Les eaux grises traitées sont stockées dans le réservoir 5 et une surverse permet l'évacuation du trop plein vers les égouts. Afin d'éviter une biodégradation naturelle, les réservoirs 1 et 2 sont vidangés quotidiennement du lundi au jeudi. Le réservoir 5 a aussi été vidangé 3 fois au cours de l'étude.

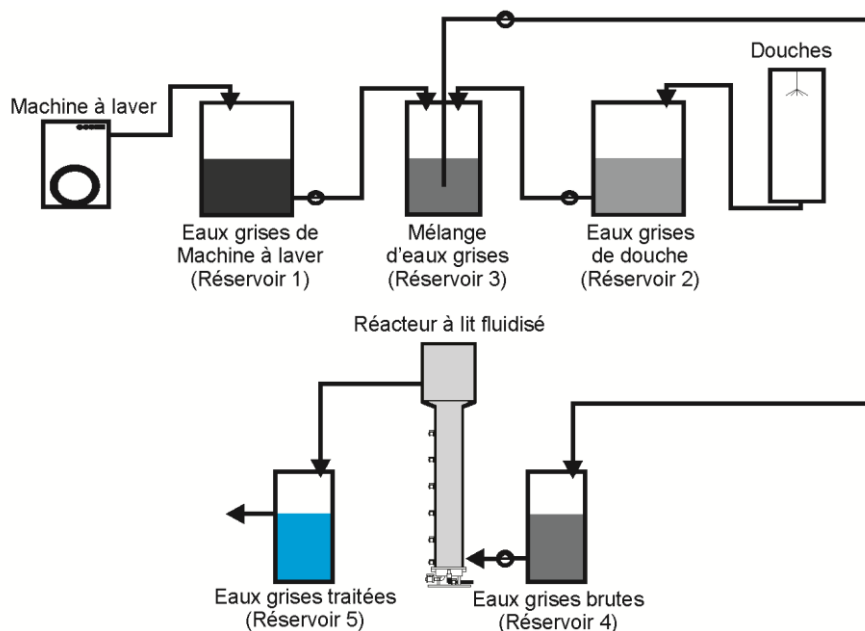


Figure III-2 : Schéma de principe de la filière expérimentale allant de la production d'eau grise au procédé de traitement.

2.2. PROTOCOLE DE SUIVI

Les travaux présentés dans ce chapitre visent à explorer les performances épuratoires du procédé de traitement précédemment optimisé en se basant sur les paramètres physicochimiques et microbiologiques réglementés dans l'arrêté du 2 Août 2010 "relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduelles urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts". Afin de compléter l'étude, les paramètres physicochimiques et microbiologiques conseillés par l'arrêté du 2 Août 2010 permettant de qualifier les performances épuratoires du procédé de traitement ont été analysés selon les normes en vigueur et sont présentés dans le Tableau III-2 et le Tableau III-3.

Du point de vue microbiologique, les bactéries *Pseudomonas aeruginosa*, les coliformes totaux, la flore mésophile et les staphylocoques pathogènes ont été suivis car ils sont indicateurs de contamination de l'eau voire responsables de nombreuses infections humaines. La présence de *Legionella* spp. (regroupant toutes les espèces du genre *Legionella*), *Legionella pneumophila* (bactérie pathogène responsable de la légionellose) et les amibes (protozoaires vecteurs entre autres de la bactérie *Legionella*) a aussi été suivie. La contamination de la légionellose se faisant par voie respiratoire, il est nécessaire d'effectuer sa

recherche, ainsi que son principal hôte en vue de réutiliser les eaux grises pour l'irrigation par aspersion.

Tableau III-2 : Paramètres utilisés pour la caractérisation physicochimique des eaux grises.

Paramètres physicochimiques				
Paramètre	Unité	Norme	Limites ou gammes de détection	Longueur d'onde (nm)
pH	-	NF T90-008	1-14	
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	NF EN 27888	20	
Oxygène dissous	$\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$	NF EN 25814	0-9	
Potentiel d'oxydoréduction	mV			
Turbidité	NTU	NF EN ISO 7027	1	
Matières En Suspension (MES)	mg.L^{-1}	NF EN 872	2	
Carbone Organique Dissous (COD)	mg C.L^{-1}	NF EN 1484	2	
Demande Biochimique en Oxygène pour 5 jours (DBO_5)	$\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$	NF EN ISO 9408	1	
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	$\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$	ISO 15705	10-150	430
			100-1500	610
Tensioactifs anioniques	mg SABM.L^{-1}	ISO 7875-1	0,05-2	660
Azote total (N_{tot})	mg N.L^{-1}	NF EN ISO 11905-1	5-150	340
Ammonium (NH_4^+)	$\text{mg NH}_4\text{-N.L}^{-1}$	ISO 7150-1	4-80	660
Nitrates (NO_3^-)	$\text{mg NO}_3\text{-N.L}^{-1}$		0,5-18	530
Nitrites (NO_2^-)	$\text{mg NO}_2\text{-N.L}^{-1}$	NF EN 26777	0,01-0,7	530
Phosphore total (P_{tot})	mg P.L^{-1}	ISO 6878	0,5-25	430
Calcium (Ca^{2+})	mg.L^{-1}	ISO 17294-2	1	
Magnésium (Mg^{2+})	mg.L^{-1}	ISO 17294-2	0,5	
Sodium (Na^+)	mg.L^{-1}	ISO 17294-2	1	

Tableau III-3 : Paramètres utilisés pour la caractérisation microbiologique des eaux grises.

Paramètres microbiologiques			
Paramètre	Unité	Norme	Limite de détection
<i>E. coli</i>	NPP.100 mL ⁻¹	NF EN ISO 9308-3	10
Entérocoques intestinaux	NPP.100 mL ⁻¹	NF EN ISO 7899-1	10
Coliformes totaux	UFC.mL ⁻¹	NF EN ISO 6887	10
Flore mésophile à 37°C et 22°C	UFC.mL ⁻¹	NF EN ISO 6222	10
Spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices	UFC.mL ⁻¹	NF EN 26461-2	5
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	UFC.mL ⁻¹	NF EN ISO 16266	1
Staphylocoques pathogènes	UFC.mL ⁻¹	XP T90-412	1
Phages ARN-F spécifiques	PFP.mL ⁻¹	ISO 10705-1	1
Amibes	NPP.100 mL ⁻¹	-	1
<i>Legionella</i> spp. et <i>L. pneumophila</i>		NF T 90-431	Présence/Absence

NPP : Nombre le plus probable ; UFC : Unité formant colonie ; PFP : Particule formant plaque

Des prélèvements ponctuels ont été réalisés toutes les deux semaines, en début de semaine, en entrée et en sortie de réacteur (selon le calendrier en Annexe 1). Les eaux grises brutes ont été prélevées en sortie de pompe avant l'entrée du réacteur tandis que l'effluent traité a été recueilli dans le réservoir 5.

Des volumes de 2 L ont été prélevés afin de réaliser les analyses physicochimiques. Pour la détermination de la bactérie *E. coli*, des entérocoques intestinaux, des coliformes totaux et de la flore mésophile, 500 mL sont suffisants. Les autres analyses demandant une quantité d'eau plus élevée, les prélèvements ont donc été adaptés à chaque analyse. Le détail est explicité dans la suite de ce chapitre.

Afin de vérifier s'il y avait une différence entre les eaux grises traitées sortant du réacteur et les eaux grises traitées stockées dans le réservoir 5, les analyses physicochimiques ont été réalisées sur les deux effluents. Ces analyses, réalisées trois fois en 10 mois, avant et après le nettoyage du réservoir 5 et en cours d'étude, n'ont pas montré de différences significatives (inférieures à 1%) entre les deux types d'eau. Les eaux grises traitées stockées dans le réservoir 5 ont donc été considérées comme les eaux grises traitées issues du réacteur.

2.3. ANALYSES PHYSICOCHIMIQUES

2.3.1. Paramètres physicochimiques et particuliers

Le pH, l'oxygène dissous, la conductivité et le potentiel d'oxydoréduction ont été mesurés sur les eaux grises brutes et traitées à l'aide d'un appareil multi-paramètres (Consort, C862) selon les normes en vigueur présentées dans le Tableau III-2.

Les Matières En Suspension (MES) ont été mesurées par filtration sur filtre en fibre de verre selon la norme NF EN 872. La turbidité a été mesurée à l'aide du multimètre Spectroquant, Merck selon la norme NF EN ISO 7027.

2.3.2. Matières oxydables

La Demande Biochimique en Oxygène pour 5 jours (DBO_5) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO) sont deux mesures qui permettent d'estimer la quantité de matières oxydables d'une eau usée. La DCO exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique (biodégradable ou non). Les analyses ont été effectuées selon une méthode analogue à la norme ISO 15705 à l'aide d'un kit de dosage (Spectroquant, Merck). L'échantillon d'eau grise réagit avec une solution de dichromate de potassium en présence d'un catalyseur (argent) durant 2 heures à 148°C . Les composés organiques oxydables réduisent l'ion dichromate ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) en ion chromique (Cr^{3+}) et cette diminution est mesurée par colorimétrie à l'aide d'un photomètre (Spectroquant, Merck). Les gammes de détection sont comprises entre 100 et 1500 $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, mesurées à 610 nm pour les eaux grises brutes et entre 10 et 150 $\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, mesurées à 430 nm pour les eaux grises traitées.

La DBO_5 exprime la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes pour dégrader la matière organique biodégradable lors de mécanismes d'épuration naturelle des eaux. La DBO_5 est mesurée par respirométrie selon la norme NF EN ISO 9408.

2.3.3. Autres paramètres

L'azote total est composé de l'azote organique, de l'azote ammoniacal, des ions nitrates et des ions nitrites selon l'équation :

$$N_{\text{tot}} = N_{\text{org}} + N\text{-NH}_4^+ + N\text{-NO}_3^- + N\text{-NO}_2^- \quad (\text{III-10})$$

L'azote total a été mesuré selon une méthode comparable à la norme NF EN ISO 11905-1 à l'aide de kit Spectroquant basée sur la méthode de Koroleff. Le principe repose sur l'oxydation de toutes formes d'azote (organiques et minérales) en nitrates à l'aide de peroxodisulfate. Puis les nitrates réagissent en présence de cadmium et donnent une coloration jaune au milieu dont l'absorbance est mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre (Shimadzu) à 340 nm dans la gamme 5-150 mg N.L⁻¹.

L'azote ammoniacal a été dosé par une méthode inspirée de la norme ISO 7150-1. Le principe repose sur deux réactions subséquentes. L'azote ammoniacal réagit avec des ions hypochlorites pour former de la monochloramine. Ensuite, cette dernière forme avec le phénol un dérivé bleu d'indophénol qui est dosé par photométrie à 660 nm dans la gamme 4-80 mg NH₄-N.L⁻¹.

Les ions nitrates ont été mesurés à partir d'une méthode basée sur la formation d'un dérivé de l'acide benzoïque en présence d'acide sulfurique. Le dérivé est mesuré par photométrie à 530 nm dans la gamme 0,5-18 mg NO₃-N.L⁻¹.

Les nitrites ont été dosés par une méthode similaire à la norme NF EN 26777. Dans une solution acide, les ions nitrites forment avec l'acide sulfanolique un sel de diazonium qui réagit avec le N-(naphtyl-1)-éthylènediamine dihydrochlorure pour donner un colorant azoïque rouge violet. Ce colorant est dosé par photométrie à 530 nm dans la gamme 0,01-0,7 mg NO₂-N.L⁻¹. Le dosage des nitrates, des nitrites et de l'azote ammoniacal a été réalisé à l'aide du multimètre Spectroquant, Merck.

Le phosphore total a été mesuré selon la norme ISO 6878. L'échantillon est minéralisé à 120°C pendant 30 minutes afin de pouvoir doser le phosphore total. Les ions orthophosphates en présence d'une solution sulfurique réagissent avec l'acide ascorbique pour former du bleu de phosphomolybdène. Ce dernier est dosé par photométrie à 430 nm à l'aide du multimètre Spectroquant, Merck dans la gamme 0,5-25 mg P.L⁻¹.

Les tensioactifs anioniques ou agents de surface sont des composés qui modifient la tension superficielle entre deux surfaces. Ce sont des molécules amphiphiles, c'est-à-dire qu'elles présentent deux parties de deux polarités différentes dont l'une est lipophile apolaire (qui retient les matières grasses) et l'autre hydrophile et polaire. Leur concentration a été dosée par une méthode analogue à la norme ISO 7875-1. Les tensioactifs anioniques forment avec le bleu de méthylène (colorant cationique) une paire d'ions qui est extraite du chloroforme, d'où l'acronyme SABM : Substance Active au Bleu de Méthylène. La couleur bleue de la phase organique est dosée par photométrie à 660 nm à l'aide du multimètre Spectroquant, Merck dans la gamme 0,05-2 mg SABM.L⁻¹.

Une fois par mois, les échantillons d'eau grise ont été analysés par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (ICP-MS) selon la norme ISO 17294-2 pour le dosage des métaux. Le mercure a été dosé par spectroscopie de fluorescence atomique selon la norme NF EN ISO 17852. Ces échantillons ont été analysés par l'IDAC, un laboratoire d'analyses indépendant. Les limites de quantification de chaque paramètre sont données dans le Tableau III-4.

Tableau III-4 : Limites de quantification (Lq) des éléments traces métalliques suivis.

Paramètre	Pb	Cu	Zn	Cd	As	Cr	Hg	Ni	Fe	Al	Mn	Sn	Mo	Sb	Ba	Se
Lq (µg.L ⁻¹)	1	1	4	1	1	1	0,5	1	100	4	1	1	1	1	4	1

2.3.4. Analyses du Sodium Adsorption Ratio (SAR)

Une quantité élevée d'ions sodium dans l'eau utilisée pour l'irrigation peut affecter la qualité d'un sol, notamment au niveau de sa perméabilité. Lorsque l'ion sodium (Na⁺) remplace les ions calcium (Ca²⁺) et magnésium (Mg²⁺) dans le sol, un risque d'alcalinisation et de sodisation se crée et peut engendrer des problèmes d'infiltration. En effet, les sols sodiques sont mal structurés et ces altérations tendent à former des agrégats durs et compacts qui empêchent l'infiltration de l'eau dans le sol. Une eau recyclée présentant des taux élevés de sodium peut donc altérer la composition du sol et le rendre impropre au développement de végétaux. Il est donc nécessaire de contrôler ce taux.

Le paramètre utilisé pour définir la qualité d'une eau, vis-à-vis du sodium, est le rapport d'adsorption du sodium (en anglais Sodium Adsorption Ratio, SAR). Cet indice exprime la

concentration relative des ions sodium par rapport à celles des ions magnésium et des ions calcium (exprimés en meq.L⁻¹). La détermination de la concentration en ions Na⁺, Ca²⁺ et Mg²⁺, réalisée 10 fois par ICP-MS selon la norme ISO 17294-2, permet le calcul du SAR selon l'équation suivante :

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2}}} \quad (III-11)$$

Si le SAR de l'eau utilisée pour l'irrigation est inférieur à trois, l'eau est considérée comme "sans risque" pour le sol. Entre 3 et 9, des attentions particulières doivent être prises comme des prélèvements de sol pour voir s'il y a une augmentation de la concentration en sodium. Au dessus de 9, il faut éviter d'utiliser l'eau pour l'irrigation car elle peut entraîner des dommages irréversibles sur le sol (Rhoades, 1977).

2.4. ANALYSES MICROBIOLOGIQUES

Les entérocoques intestinaux et les bactéries *E. coli* sont des indicateurs de contamination fécale. Ils ont été dénombrés par la méthode du Nombre le Plus Probable (NPP) sur microplaques selon les normes respectives NF EN ISO 7899-1 et NF EN ISO 9308-3. Les eaux grises sont diluées successivement dans un diluant spécial pour microplaques, puisensemencées sur les microplaques contenant un réactif qui réagit en présence d'une enzyme spécifique à chaque bactérie. Les microplaques sont incubées pendant 72 heures à 44°C. Les puits présentant une fluorescence bleue sous lampe UV sont considérés comme positifs.

Les amibes ont été dénombrées par la méthode du NPP. Des dilutions successives de l'eau à analyser ont été réalisées dans un tampon phosphate à pH 7. Sur une boîte de Pétri, un milieu nutritif d'agar-agar est coulé puis 200 µL de milieu Lysogeny Broth (LB) contenant des bactéries *E. coli* sont déposés. Sur ces boîtes contenant gélose et *E. coli*, 1 µL, 10 µL, 100 µL et 1 mL d'eaux grises sont déposés à la dilution désirée. Le dénombrement se fait par le calcul du NPP à l'aide des tables de Mac Grady (Postgate, 1969).

Les coliformes totaux, également indicateurs de contamination fécale, ont été dénombrés par ensemencement sur gélose selon une méthode analogue à la norme

NF EN ISO 6887, de même que la flore mésophile, indiquant la présence de bactéries revivifiables aérobies, selon la norme NF EN ISO 6222. Dans les deux cas, des dilutions successives ont été réalisées dans un bouillon de tryptone-sel à 9 mg.L^{-1} . Ensuite, 1 mL de solution à la dilution appropriée a été étalé sur une boîte de Pétri dans laquelle une gélose nutritive est déposée. Les coliformes totaux ont été incubés 24 heures à 37°C et la flore mésophile a été incubée pendant 44 heures à 37°C et 68 heures à 22°C . Le dénombrement se fait selon la norme NF EN ISO 8199, par comptage des colonies présentes dans chaque boîte puis le calcul du nombre estimé d'unités formant colonies (UFC) présentes dans 1 mL d'échantillon.

Les bactéries légionelles ont été recherchées par ensemencement direct et après concentration par filtration sur membrane selon la norme NF T 90-431. La contamination de cette bactérie se faisant par voie respiratoire, il est apparu nécessaire d'étudier sa présence dans les eaux grises en vue d'une réutilisation pour l'irrigation. L'échantillon d'eau à analyser (0,2 mL), ainsi qu'une dilution au dixième réalisée avec de l'eau déminéralisée stérilisée (0,2 mL), sont ensemencés sur des boîtes de Pétri contenant une gélose sélective de GVPC (Gélose Vancomycine Polymyxine Cycloheximide), permettant la croissance des bactéries du genre *Legionella*. De plus, 500 mL d'eau à analyser sont filtrés sur une membrane en polycarbonate de diamètre de pore $0,25 \mu\text{m}$. Le dépôt sur le filtre est gratté puis remis en suspension dans 5 mL d'eau purifiée stérile. Afin d'éliminer la flore interférente, 1 mL de cette suspension subit un traitement thermique à 50°C pendant 30 minutes puis un traitement acide (5 minutes dans 1 mL de solution acide à pH 2). Enfin 0,2 mL de cette solution sont ensemencés sur une boîte de milieu GVPC. Les boîtes sont incubées pendant 8 à 10 jours à 37°C . Si une colonie apparaît sur la gélose, cela indique la présence de la *Legionella* spp.. Dans ce cas, un repiquage de cette colonie est réalisé sur une gélose sélective de BCYE (Buffered Charcoal Yeast Extract) afin de déterminer si ladite colonie est du type *Legionella pneumophila*.

Les analyses portant sur les phages ARN-F spécifiques, les staphylocoques pathogènes, *Pseudomonas aeruginosa* et les spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices ont été réalisées par un laboratoire d'analyses indépendant (IDAC, Nantes) selon les normes en vigueur spécifiées dans le Tableau III-2. Afin de pouvoir réaliser ces analyses, 2 L d'eaux grises brutes et traitées ont été prélevés dans un flacon stérile contenant du thiosulfate de sodium (agent neutralisant les biocides) et envoyés au laboratoire.

3. PERFORMANCES DE TRAITEMENT DU REACTEUR A LIT FLUIDISE

Pendant 10 mois, les eaux grises produites au sein du bâtiment AQUASIM du CSTB de Nantes ont été étudiées. Les analyses réalisées sont celles requises par l'arrêté du 2 août 2010, complétées par 17 paramètres physicochimiques et 8 analyses microbiologiques, ce qui représente un panel de 18 mesures sur 31 paramètres. A cela s'ajoute la détermination mensuelle de 16 éléments traces métalliques, ce qui porte à 47 le nombre de paramètres suivis. C'est sans conteste l'étude la plus fouillée par rapport à l'état de l'art présenté au Chapitre I concernant les eaux grises brutes de machine à laver et de salle de bain.

3.1. CARACTERISTIQUES DES EAUX GRISES BRUTES PRODUITES

Les caractéristiques physicochimiques et microbiologiques de ces eaux grises brutes sont présentées respectivement dans les Tableau III-5 et Tableau III-6 sous la forme valeur minimale, maximale, moyenne et écart-type pour le premier et sous la forme valeur minimale et maximale pour le second afin d'avoir une vision globale et juste de leurs variabilités. Les valeurs, minimales et maximales, reportées dans la littérature et présentées au Chapitre I sont aussi ajoutées afin de les comparer (Tableau I-6 au Tableau I-8). En revanche, les résultats concernant les éléments traces métalliques ainsi que les alcalins et les alcalinoterreux seront présentés aux paragraphes 3.2.3 et 3.2.4.

Les résultats présentent des variabilités élevées, que ce soit dans le cadre de cette étude ou dans la littérature. Par exemple, la turbidité ou les MES présentent des variations de 80% liées aux us-et-coutumes des habitants (Eriksson *et al.*, 2002). Il est important de noter qu'elles peuvent impacter les performances de traitement.

Le COD, la DBO₅ et la DCO se situent plutôt dans la fourchette basse par rapport aux travaux publiés antérieurement, alors que les tensioactifs présentent un domaine de concentration plus large. Ceci est vraisemblablement dû au fait du mélange des eaux grises de salle de bain et de laverie, avec une typologie un peu différente de ce que représentent les eaux grises d'un ménage. Toutefois, même si les caractéristiques des eaux grises brutes de cette étude présentent de fortes variabilités d'un échantillon à un autre (Annexe 2), elles restent néanmoins très proches des eaux grises réelles retrouvées dans la littérature.

Tableau III-5 : Caractéristiques physicochimiques des eaux grises brutes de cette étude et de la littérature.

Paramètre	Unité	Eaux grises brutes de cette étude				Littérature	
		Minimum	Maximum	Moyenne (n=18)	Ecart type	Minimum	Maximum
pH	-	6,89	7,99	7,43	0,28	5,0	9,8
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	371	1310	632	193	NR	NR
Oxygène dissous	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	0,18	5,86	1,20	1,38	NR	NR
Pot redox	mV	-352	169	-126	217	NR	NR
Turbidité	NTU	32	124	70	25	NR	NR
MES	mg.L^{-1}	17	95	46	21	15	285
COD	mg C.L^{-1}	22	97	41	19	114	254
DBO ₅	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	27	120	60	23	41	688
DCO	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	160	415	251	58	175	1583
Tensioactifs Anioniques	mg SABM.L^{-1}	2,80	17	6,55	3,10	4,7	15
N _{tot}	mg N.L^{-1}	5,1	18	12	3,5	0,6	48
NO ₃ ⁻	$\text{mg NO}_3\text{-N.L}^{-1}$	<LD	<LD	-	-	<LD	5,8
NO ₂ ⁻	$\text{mg NO}_2\text{-N.L}^{-1}$	0,06	0,143	0,09	0,03	<LD	1,0
NH ₄ ⁺	$\text{mg NH}_4^+\text{-N.L}^{-1}$	<LD	10	8,08	1,46	7,2	16
P _{tot}	mg P.L^{-1}	1,10	3,00	1,67	0,55	0,6	68

LD : Limite de détection ; - : Non pertinent ; NR : Non réalisé

Les microorganismes sont des organismes vivants qui nécessitent pour leur croissance un apport nutritif en carbone, azote, phosphore et dans les conditions aérobies, de l'oxygène. Pour qu'un traitement biologique aérobie soit performant et qu'un biofilm se développe, le ratio C : N : P optimum recommandé est de 100 : 5 : 1 (Metcalf et Eddy, 2002). Le ratio obtenu, basé sur le Tableau III-5, est de 100 : 30 : 4 ; il n'y a donc pas de carence. D'autres auteurs préfèrent s'appuyer sur le rapport DCO : N : P en gardant le même ratio de 100 : 5 : 1 (Derlon *et al.*, 2008 ; Ghoualem et Khouider, 2008). Si le calcul se base sur ce dernier, les eaux grises de cette étude ont un ratio moyen DCO : N : P égal à 100 : 5 : 1. Dans les deux cas, les eaux grises brutes de cette étude ne sont carencées ni en carbone, ni en azote, ni en phosphore. Les eaux grises produites dans AQUASIM apportent donc les nutriments nécessaires à la croissance des microorganismes et permettent donc de les dégrader par voie biologique.

Tableau III-6 : Caractéristiques microbiologiques des eaux grises brutes de cette étude et de la littérature.

Paramètre	Unité	Eaux grises brutes de cette étude		Littérature	
		Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Entérocoques intestinaux	NPP.100 mL ⁻¹	<LD	3.10 ³	2.10 ³ (*)	1.10 ⁶ (*)
<i>E. coli</i>	NPP.100 mL ⁻¹	1.10 ¹	2.10 ³	3.10 ⁶ (*)	4.10 ⁶ (*)
Amibes	NPP.100 mL ⁻¹	4.10 ²	4.10 ⁵	NR	NR
Coliformes totaux	UFC.100 mL ⁻¹	6.10 ³	7.10 ⁷	>200	2.10 ⁷
Flore mésophile à 37°C	UFC.100 mL ⁻¹	1.10 ⁵	8.10 ⁸	NR	NR
Flore mésophile à 22°C	UFC.100 mL ⁻¹	3.10 ⁷	1.10 ¹⁰	NR	NR

LD : Limite de détection ; NR : Non réalisé ; (*) : UFC.100 mL⁻¹

Du point de vue microbiologique, les coliformes totaux, les entérocoques intestinaux, *E. coli*, la flore mésophile et les amibes ont pu être détectés dans les eaux grises brutes. Seuls *E. coli*, les entérocoques intestinaux et les coliformes totaux peuvent être comparés à la littérature et révèlent que *E. coli* semblent être présentes en plus petites concentrations dans les eaux grises générées par AQUASIM tandis que les entérocoques intestinaux et les coliformes totaux sont comparables. Les autres paramètres n'ont pas été recherchés dans les études précédemment publiées. Les concentrations des autres microorganismes tels que *Legionella* spp. et *L. pneumophila*), les spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices, la bactérie *Pseudomonas aeruginosa*, les staphylocoques pathogènes et les phages ARN-F spécifiques sont en dessous du seuil de détection.

3.2. PERFORMANCES EPURATOIRES DU REACTEUR A LIT FLUIDISE

3.2.1 Performances épuratoires du point de vue physicochimique

Le Tableau III-7 présente les caractéristiques physicochimiques des eaux grises traitées exprimées sous la forme de minimum, maximum, moyenne et écart-type. Pour comparaison, les caractéristiques des eaux grises brutes, exprimées en moyenne, sont aussi présentées. Lorsqu'il est pertinent, l'abattement est calculé. Globalement, et malgré les fluctuations de la

composition des eaux grises brutes, les performances de traitement sont très stables. En effet, la qualité, de l'effluent obtenu par le réacteur à lit fluidisé et présentée dans l'Annexe 3 varie peu. A l'exception de l'azote total et du phosphore total, les abattements de chaque paramètre sont bons.

Tableau III-7 : Comparaison des caractéristiques physicochimiques des eaux grises brutes et traitées de cette étude.

Paramètre	Unité	Eaux grises brutes		Eaux grises traitées		Ecart type	Abattement* (%)
		Moyenne (n=18)	Moyenne (n=18)	Minimum	Maximum		
pH	-	7,4	7,7	7,3	8,1	0,3	-
Conductivité	($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	632	546	421	701	74	-
O ₂	(mg O ₂ .L ⁻¹)	1,2	5,7	4,1	9	1,5	-
Pot. redox	(mV)	-126	186	151	221	16	-
Turbidité	(NTU)	70	5,8	2	9	2	92
MES	(mg.L ⁻¹)	46	5,6	2,3	10	2	88
COD	(mg C.L ⁻¹)	41	9,2	5	15	3	79
DBO ₅	(mg O ₂ .L ⁻¹)	60	7,6	1	20	4	88
DCO	(mg O ₂ .L ⁻¹)	251	26	<LD	42	12	91
Tensioactifs Anioniques	(mg SABM.L ⁻¹)	6,55	0,9	0,37	3,4	0,9	86
N _{tot}	(mg N.L ⁻¹)	12	7,8	<LD	13	3,4	39
NO ₃ ⁻	(mg NO ₃ -N.L ⁻¹)	<LD	4,3	0,7	5,9	1,3	-
NO ₂ ⁻	(mg NO ₂ -N.L ⁻¹)	0,09	0,104	0,021	0,560	0,124	-
NH ₄ ⁺	(mg NH ₄ ⁺ -N.L ⁻¹)	8,1	<LD	-	-	-	-
P _{tot}	(mg P.L ⁻¹)	1,7	0,9	0,6	1,7	0,2	47

* L'abattement moyen est calculé sur la moyenne de l'abattement de chaque mesure. LD : Limite de détection ; - : Non pertinent

Malgré un ratio DBO₅/DCO proche de 0,3 qui décrit des eaux faiblement biodégradables, de bons abattements sont obtenus pour la DCO, la DBO₅ et le COD et indiquent que les eaux grises de cette étude sont dégradables par voie biologique.

La Figure III-3 représente les concentrations en MES et DCO retrouvées dans les eaux grises brutes et traitées et les deux valeurs réglementaires fixées par la réglementation française pour l'irrigation d'espaces verts, respectivement égales à 15 mg.L⁻¹ et 60 mg O₂.L⁻¹. Elle indique que les limites de concentration ne sont jamais dépassées pour les eaux grises traitées. Les concentrations maximales sont de 10 mg.L⁻¹ pour les MES et 42 mg O₂.L⁻¹ pour la DCO. Les abattements moyens de chaque paramètre sont de 88% pour les MES et 91% pour la DCO avec des résiduels moyens respectifs de 5,6 mg.L⁻¹ et 26 mg O₂.L⁻¹. Ces résultats sont bons et en adéquation avec les autres études réalisées avec un RBC (Baban *et al.*, 2010)

ou des marais filtrants (Travis *et al.*, 2010 ; Sklarz *et al.*, 2009). En effet, Baban *et al.* (2010) ont obtenu un résiduel pour les MES de 11 mg.L⁻¹ (86% d'abattement) et pour la DCO de 42 mg O₂.L⁻¹ (88% d'abattement), tandis que Travis *et al.* (2010) ainsi que Sklarz *et al.* (2009) ont obtenu respectivement des résiduels pour la DCO de 38 et 40 mg O₂.L⁻¹ (82% et 85% d'abattement) et pour les MES de 8,5 et 10 mg.L⁻¹ (90% et 89% d'abattement). Ces deux paramètres ne dépassent jamais le seuil fixé par la réglementation. Du point de vue de ces deux paramètres physicochimiques, les eaux grises peuvent être utilisées pour l'irrigation d'espaces verts urbains.

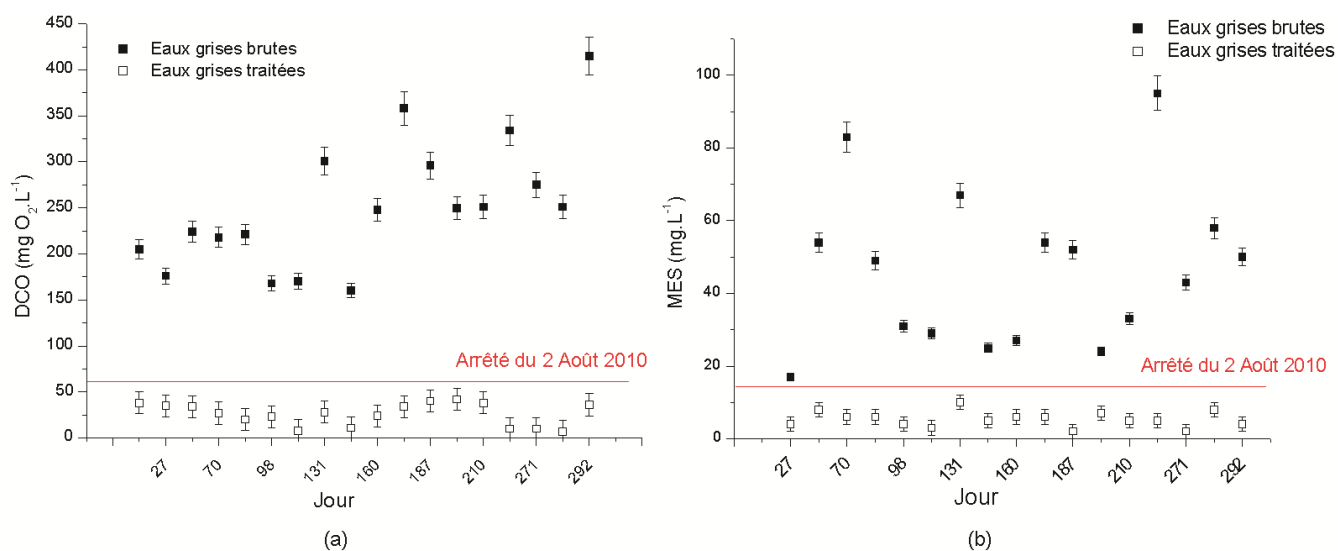


Figure III-3 : Evolution de la concentration en DCO (a) et en MES (b) dans les eaux grises brutes et traitées.

Le pH de l'effluent est resté stable et proche de la neutralité (7,7 en moyenne) avec des variations inférieures à l'unité. De même, la conductivité des eaux grises traitées présente peu de variations au cours du temps. Malgré des extrema de 421 et 701 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, l'écart-type est de 74 $\mu\text{S.cm}^{-1}$.

Concernant l'oxygène dissous, les eaux grises brutes présentent une concentration très faible et proche de l'anoxie (1,2 mg O₂.L⁻¹). En revanche les eaux grises traitées présentent une concentration moyenne de 5,7 mg O₂.L⁻¹. Pour comparaison, une eau pure à 25°C contient 8,4 mg O₂.L⁻¹ tandis que l'eau du robinet contient 6 mg O₂.L⁻¹. La concentration en oxygène dans les eaux grises traitées est vraisemblablement très proche de la saturation. L'aération dans le réacteur fonctionne correctement et l'atmosphère aérobie règne dans celui-ci. L'oxygène dissous n'est donc pas un paramètre limitant. Dans un but d'économie d'énergie

et d'après la modélisation réalisée au Chapitre II, il est possible de diminuer ce flux d'air (jusqu'à 240 L.h^{-1}) car il ne modifie pas le comportement hydrodynamique du réacteur. Cependant, l'aération sert aussi à la fluidisation des anneaux. Visuellement, cette fluidisation est nulle à 240 L.h^{-1} , moyenne à 720 L.h^{-1} et meilleure à 1440 L.h^{-1} ; il a été décidé de garder le flux d'air à 1440 L.h^{-1} afin d'avoir une homogénéité dans la fluidisation des particules de garnissage.

Le potentiel d'oxydoréduction des eaux grises brutes est négatif indiquant un milieu plutôt réducteur. Celui des eaux grises traitées est toujours resté positif et typique d'un milieu oxydant. Ce changement est dû en partie aux réactions de nitrification. Dans les eaux grises brutes, les ions NO_3^- ne sont pas détectés et les ions NO_2^- sont en concentration négligeable. Cependant une quantité élevée d'azote ammoniacal, $8,1 \text{ mg NH}_4\text{-N.L}^{-1}$ est retrouvée. Dans le cas de l'azote ammoniacal, le nombre d'oxydation est négatif (n.o = -4) alors que pour les nitrates et les nitrites, il est respectivement de +5 et +3. L'oxydation de l'azote ammoniacal en azote nitreux puis nitrique conduit en partie à l'augmentation du potentiel d'oxydoréduction. Il est à rappeler que des eaux grises traitées présentant un potentiel d'oxydoréduction négatif ne peuvent pas être rejetées dans l'environnement.

La turbidité est le paramètre qui présente le meilleur abattement moyen (92%). Malgré la variation de charges élevée (entre 32 et 124 NTU, Tableau III-5), les eaux grises traitées ont toujours eu une turbidité inférieure à 9 NTU pour une moyenne de 5,8 NTU. Ces résultats sont similaires à ceux de Baban *et al.* (2010) qui ont obtenu 6 NTU (abattement de 94%) en sortie de RBC (Rotating Biological Contactor) mais légèrement inférieurs aux études de Winward *et al.* (2008) et Friedler *et al.* (2005) ayant obtenu jusqu'à 2 NTU avec des marais filtrants et un RBC.

La concentration en COD dans l'effluent est comprise entre 5 et 15 mg C.L^{-1} . La moyenne est de $9,2 \text{ mg C.L}^{-1}$ et l'abattement de 79%. Malgré les variations élevées des eaux grises brutes (entre 22 et 97 mg C.L^{-1} , Tableau III-5), les concentrations dans les eaux grises traitées varient peu. Des variations de charges ne semblent donc pas influencer négativement le traitement.

Au niveau de la DBO_5 , l'abattement moyen est de 88% et la concentration résiduelle dans les eaux grises traitées est de $7,6 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$. Les résultats sont similaires aux études ayant utilisé un RBC ou un SBR (Sequential Batch Reactor) mais inférieurs à celles ayant utilisé des marais filtrants. En effet, Abdel-Kader (2013) ainsi que Lamine *et al.* (2007) ont

obtenu des concentrations résiduelles proches de 8 et 7 mg O₂.L⁻¹ (avec un RBC et un SBR) alors que Brix et Arias (2005) et Dallas *et al.* (2004) ont obtenu des concentrations résiduelles inférieures à 3 mg O₂.L⁻¹ voire allant jusqu'à 1 mg O₂.L⁻¹ (Gross *et al.*, 2007) en utilisant des marais filtrants.

Concernant les tensioactifs anioniques, les résultats sont similaires à Travis *et al.* (2010) et Gross *et al.* (2007). Ils ont obtenu respectivement 0,6 et 1 mg SABM.L⁻¹ dans l'effluent de sortie pour des concentrations d'entrée de 10 et 8 mg SABM.L⁻¹ soit 94 et 92% d'abattement. Dans cette étude, l'abattement de 86% est moins élevé que les autres études, sans doute dû à la concentration d'entrée plus faible (6,55 mg SABM.L⁻¹). Toutefois la concentration de sortie de 0,9 mg SABM.L⁻¹ est similaire aux autres études.

L'efficacité d'abattement de l'azote total est plutôt faible avec seulement 39%, mais reste dans l'ordre de grandeur de la littérature (Sklarz *et al.*, 2009 ; Hernández Leal *et al.*, 2007). Le résiduel de 7,8 mg N.L⁻¹ retrouvé dans les eaux grises traitées est aussi en adéquation avec les études précédentes (Abdel-Kader, 2013 ; Brix et Arias, 2005). En effet, Abdel-Kader (2013) a obtenu 6 mg N.L⁻¹ dans les eaux grises traitées pour une concentration d'entrée de 13 mg N.L⁻¹ en utilisant un RBC. Brix et Arias (2005) ont obtenu 9 mg N.L⁻¹ dans leur effluent pour une concentration d'entrée de 30 mg N.L⁻¹ en utilisant des marais filtrants.

Il semble que le processus de nitrification, qui consiste à réduire l'azote ammoniacal en nitrite puis en nitrate fonctionne. En effet, dans les eaux grises brutes, 8,1 mg NH₄-N.L⁻¹ sont détectés mais dans l'effluent la concentration est en dessous du seuil de détection. Ces résultats sont en accord avec les autres études réalisées avec un traitement biologique. Lamine *et al.* (2007) ainsi que Paulo *et al.* (2007) ont obtenu respectivement un effluent de sortie ayant une concentration de 0,3 et 1,3 mg NH₄-N.L⁻¹ pour une concentration d'entrée de 7 et 8 mg NH₄-N.L⁻¹, les premiers en traitant les eaux grises avec un SBR et les seconds avec des marais filtrants.

A l'inverse, les nitrates ne sont pas détectés dans les eaux grises brutes et quantifiés à 4,3 mg NO₃-N.L⁻¹ dans les eaux grises traitées. Pour terminer, la concentration en nitrites est faible et peu différenciable entre l'entrée et la sortie du réacteur, et est respectivement de 0,09 et 0,104 mg NO₂-N.L⁻¹. Les concentrations de nitrates et de nitrites ne sont pas comparées avec la littérature car peu d'études rendent compte de leurs analyses avant et après traitement.

Le phosphore total présente de faibles concentrations, que ce soit en entrée ($1,7 \text{ mg P.L}^{-1}$) ou en sortie ($0,9 \text{ mg P.L}^{-1}$) de réacteur, ce qui représente un abattement de 47%. Toutefois, l'abattement obtenu dans cette étude est similaire à ceux retrouvés dans la littérature. En effet, Elmitwalli *et al.* (2007), Hernández Leal *et al.* (2007) ou encore Brix et Arias (2005) ont observé des abattements respectifs de 39%, 16% et 2,2%. Seuls, Baban *et al.* (2010) ont obtenu un traitement permettant 100% d'abattement. Les concentrations de phosphore contenues dans les eaux grises brutes et retrouvées dans la littérature sont plus élevées que cette présente étude. Seuls Elmitwalli *et al.* (2007) ont des eaux grises brutes contenant 3 mg P.L^{-1} tandis que les autres études présentent des concentrations de phosphore allant jusqu'à 23 mg P.L^{-1} (Gross *et al.*, 2007). La faible concentration de phosphore observée est due à l'usage de lessive sans phosphate rendu obligatoire par la réglementation française. De plus, dans les conditions aérobies de cette étude, peu de phosphore est assimilé pour la croissance des bactéries, il est donc peu retenu et peu traité.

3.2.2. Performances épuratoires du point de vue microbiologique

Au niveau microbiologique, les phages ARN-F spécifiques, les staphylocoques pathogènes, les spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices et les bactéries *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella* spp. et *Legionella pneumophila* n'ont pu être détectés ou dénombrés ni en entrée ni en sortie de procédé. Les paramètres détectés dans les eaux grises brutes et traitées sont présentés dans le Tableau III-8, exprimés sous la forme de minimum et maximum.

Tableau III-8 : Comparaison des caractéristiques microbiologiques des eaux grises brutes et traitées de cette étude.

Paramètre	Unité	Eaux grises brutes		Eaux grises traitées	
		Minimum	Maximum	Minimum	Maximum
Entérocoques intestinaux	NPP.100 mL ⁻¹	<LD	3.10^3	<LD	<LD
<i>E. coli</i>	NPP.100 mL ⁻¹	1.10^1	2.10^3	1.10^1	8.10^1
Amibes	NPP.100 mL ⁻¹	4.10^2	4.10^5	1.10^3	1.10^6
Coliformes totaux	UFC.100 mL ⁻¹	6.10^3	7.10^7	9.10^2	2.10^7
Flore mésophile à 37°C	UFC.100 mL ⁻¹	1.10^5	8.10^8	1.10^5	6.10^7
Flore mésophile à 22°C	UFC.100 mL ⁻¹	3.10^7	1.10^{10}	7.10^5	6.10^7

LD : Limite de détection

Des concentrations élevées de coliformes, d'amibes et de flores mésophiles sont retrouvées en entrée comme en sortie de traitement. Dans les eaux grises brutes, une concentration élevée d'*E. coli* est aussi observée (2.10^3 NPP.100 mL⁻¹) tandis que dans les eaux grises traitées, elle ne dépasse pas 8.10^1 NPP.100 mL⁻¹. De plus, aucun entérocoque intestinal n'est détecté dans les eaux grises traitées alors qu'une concentration maximale de 3.10^3 NPP.100 mL⁻¹ a été observée dans les eaux grises brutes.

Les valeurs observées dans cette étude, pour *E. coli* et pour les entérocoques intestinaux dans les eaux grises brutes, sont inférieures à la littérature (Tableau I-6). En effet, Mandal *et al.* (2011) ont obtenu $3,7.10^4$ UFC.100 mL⁻¹ pour *E. coli* tandis que Hernández Leal *et al.* (2007) ont obtenu 6.10^4 UFC.100 mL⁻¹ pour les entérocoques intestinaux. De plus, selon ce même tableau, les coliformes totaux sont du même ordre de grandeur que la littérature (Shafran *et al.*, 2006 ; Surendran et Wheatley, 1998 ; Christova-Boal *et al.*, 1996). Les amibes et la flore mésophile étant peu recherchées dans les études portant sur les eaux grises, elles ne sont pas comparées avec cette étude.

Selon les paramètres, des abattements moyens de 90 à 99% sont atteints pour les paramètres microbiologiques, soit des abattements de 1 à 2 log₁₀. Les entérocoques intestinaux sont peu présents en entrée de traitement et ne sont pas retrouvés en sortie. Pour ce paramètre, un abattement de 1 log₁₀ est obtenu. Les coliformes totaux sont les bactéries qui semblent les moins traitées. En entrée et en sortie, les mêmes concentrations sont retrouvées. Concernant la flore mésophile, des concentrations élevées sont retrouvées en sortie de traitement et des abattements de 2 log₁₀ sont atteints ponctuellement et sont en moyenne de 1 log₁₀.

Il semble qu'il n'y ait pas de corrélations entre la charge appliquée, la température, le temps de séjour et l'abattement des paramètres microbiologiques recherchés, même si certains auteurs ont montré qu'il existe des corrélations entre abattement et température (Pundsack *et al.*, 2001) ou encore entre abattement et temps de séjour (Van Cuyk *et al.*, 2001). Les variations d'abattement rencontrées dans cette étude semblent donc plutôt liées à la prédation des protozoaires (Chabaud *et al.*, 2006). Cette prédation (Figure III-4) s'applique de façon sélective en fonction de l'espèce bactérienne, de sa taille, de sa mobilité et des variations en DBO₅ (Ratsak *et al.*, 1996). Il semble donc que les variations des abattements retrouvées dans le Tableau III-8, soient liées à cette prédation. Cette dernière est tout de même bénéfique au

traitement car elle participe à l'épuration bactérienne en favorisant son activité et en renouvelant le biofilm fixé sur les anneaux de garnissage.



Figure III-4 : Microscopie optique inversée de la prédation d'amibes par un nématode (à gauche) et microscopie optique à contraste de phase de la prédation de bactéries par un nématode (à droite).

Du point de vue microbiologique, les abattements retrouvés sont assez faibles mais en se basant sur l'arrêté du 2 Août 2010, les eaux grises traitées sont employables pour l'irrigation d'espaces verts. Afin d'obtenir un abattement supérieur pour les paramètres non cités dans cet arrêté, il est envisageable d'ajouter une étape de désinfection par rayonnement ultraviolet, ozonation ou chloration.

3.2.3. Concentration des éléments traces métalliques dans les eaux grises brutes et traitées

Les éléments traces métalliques (ETM) sont des polluants qui ne sont pas biodégradables. Par conséquent ils présentent un danger pour le sol, les nappes phréatiques et l'environnement en général. C'est pourquoi il est nécessaire de déterminer leurs concentrations dans les eaux grises afin de s'assurer de ne pas rejeter ces polluants dans l'environnement. Les concentrations des ETM mesurées dans les eaux grises brutes et traitées sont présentées dans le Tableau III-9 et exprimées par les valeurs minimales, maximales et la moyenne. Pour comparaison, les concentrations maximales et minimales des eaux grises brutes de certaines publications sont également reportées dans le tableau.

Tableau III-9 : Concentrations des éléments traces métalliques retrouvées dans les eaux grises brutes et traitées de cette étude et dans la littérature.

Paramètre ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Eaux grises brutes			Eaux grises traitées			Eaux grises brutes Littérature*	
	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.
Al	130	180	148	40	63	53	3	3390
As	<LD	<LD	-	<LD	<LD	-	<LD	<LD
Ba	42	65	52	32	42	38	15	21
Cd	<LD	<LD	-	<LD	<LD	-	0,012	1
Cr	3	10	6,2	1	8	2,3	2,1	36
Cu	14	55	40	2	21	8,7	3,7	270
Fe	340	650	514	150	1120	390	17	1400
Hg	<LD	<LD	-	<LD	<LD	-	0,6	36
Mn	13	20	17	2	13	5,4	9,5	61
Mo	2	4	2,8	1	4	2	NR	NR
Ni	5	15	9,7	3	12	5,8	4,4	28
Pb	3	14	7,4	1	7	2	2,1	63
Sb	<LD	4	1,7	<LD	3	-	0,3	0,7
Se	<LD	<LD	-	<LD	<LD	-	NR	NR
Sn	1	11	4,6	<LD	<LD	-	1,0	14
Zn	60	270	148	22	130	44	0,2	6300

* (Rodda *et al.*, 2011 ; Eriksson et Donner, 2009 ; Palmquist et Hanæus, 2005 ; Eriksson *et al.*, 2002 ; Jefferson *et al.*, 2001 ; Christova-Boal *et al.*, 1996). LD : Limite de détection ; - : Non pertinent ; NR : Non réalisé

Les eaux grises de machine à laver et de douche sont produites à partir de l'eau du réseau qui est de qualité potable. Il n'existe pas, à ce jour, de réglementations définissant les concentrations cibles des ETM dans les eaux usées. Il a donc été décidé de se baser sur l'arrêté du 11 janvier 2007 "relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine". Si ce dernier est pris comme référentiel, il n'y a aucun dépassement de valeurs référencées que ce soit pour l'antimoine, l'arsenic, le baryum, le cadmium, le chrome, le cuivre, le fer, le manganèse, le mercure, le nickel, le plomb ou le sélénium. A titre d'exemple dans cet arrêté, les concentrations en arsenic, cadmium, mercure ou en sélénium sont respectivement fixées à 10, 5, 50 et 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ tandis que dans cette étude elles sont inférieures aux limites de détection (établies à 1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour l'arsenic, le cadmium et le sélénium et à 0,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour le mercure) donc inférieures aux valeurs fixées par l'arrêté.

Les ETM dans les eaux grises peuvent provenir des eaux elles-mêmes, de la corrosion des matériaux de tuyauterie, des colorants, lessives, gels douches, shampoings et autres produits ménagers. C'est pourquoi il est nécessaire d'utiliser des matériaux non corrodables comme le plastique pour le transport et le stockage des eaux grises afin de réduire l'apport dû

au matériau (Kariuki *et al.*, 2012). La filière expérimentale de cette étude est fabriquée en PVC ou PE, les apports dus à la corrosion d'ETM sont donc limités à l'usage des produits corporels.

Pour les autres paramètres non fixés par la réglementation (aluminium, étain, molybdène et zinc), les gammes de concentration des ETM de cette étude sont conformes à celles retrouvées dans la littérature sauf pour le molybdène qui n'est pas recherché dans la littérature.

Enfin, les concentrations des ETM contenus dans les eaux grises traitées sont inférieures à celles contenues dans les eaux grises brutes. En effet, des "abattements" supérieurs à 70% apparaissent pour le chrome, le zinc, manganèse, allant jusqu'à 81% pour le cuivre et 83% pour le plomb. Ces réductions sont dues à une biosorption ou bioaccumulation des métaux par la biomasse.

3.2.4. Sodium Adsorption Ratio (SAR)

Afin de calculer le SAR des eaux grises brutes et traitées, la connaissance des ions calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}) et sodium (Na^+) exprimées en meq.L^{-1} est nécessaire. Le Tableau III-10 présente les caractéristiques de ces ions exprimées sous la forme de valeurs minimales, maximales et de la valeur moyenne pour les 10 échantillons analysés. Pour comparaison, les valeurs minimales et maximales retrouvées dans la littérature sont également reportées.

Tableau III-10 : Concentrations des ions Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} retrouvées dans les eaux grises.

Paramètre (meq.L^{-1})	Cette étude						Littérature*			
	Eaux grises brutes			Eaux grises traitées			Eaux grises brutes		Eaux grises traitées	
	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Min.	Max.
Calcium (Ca^{2+})	2,15	2,95	2,47	2,05	2,75	2,35	0,18	3,05	1,40	3,05
Magnésium (Mg^{2+})	0,441	0,558	0,518	0,44	0,53	0,50	0,09	2,83	0,67	2,83
Sodium (Na^+)	1,96	2,57	2,38	1,96	2,48	2,35	0,3	5,4	0,78	5,35
SAR	1,62	2,60	1,96	1,69	2,67	1,97	3,23	> 12	3,12	6,1

*(Althya *et al.*, 2012 ; Hernández Leal *et al.*, 2012 ; Misra et Sivongxay, 2009 ; Finley *et al.*, 2008 ; Hernández Leal *et al.*, 2007)

Globalement, les concentrations des 3 ions permettant le calcul du SAR sont comprises dans la gamme retrouvée dans la littérature, notamment pour le sodium, tandis que le calcium est dans la fourchette haute et le magnésium est légèrement inférieur aux concentrations retrouvées dans la littérature. Cependant, peu d'études réalisées sur les eaux grises présentent le détail de ces cations et n'utilisent que le SAR pour caractériser la qualité de l'eau.

La moyenne du SAR obtenue est de 1,96 pour les eaux grises brutes et de 1,97 pour les eaux grises traitées avec un maximum respectif de 2,60 et 2,67. Ces résultats sont inférieurs à ceux retrouvés dans la littérature. Alfiya *et al.* (2012) ont obtenu pour les eaux grises brutes un SAR de 3,23 et pour les eaux grises traitées par un RBC suivi d'un bassin de sédimentation, un SAR de 3,12. De même, Finley *et al.* (2008) ont obtenu un SAR dans les eaux grises brutes compris entre 4,2 et 5,8 et entre 3,9 et 6,1 dans les eaux grises traitées obtenues après 24 heures de temps de séjour dans un filtre à sable. Misra et Sivongxay (2009) ont même obtenu un SAR supérieur à 12 pour des eaux grises de machine à laver utilisées pour l'irrigation de jardins. Les eaux grises produites dans ce travail contiennent une quantité de sodium plus faible que les autres études.

Afin d'appréhender encore plus en détail la qualité de l'eau, d'autres chercheurs utilisent le diagramme de Riverside, établi par Richards à l'université de Californie en 1954. Ce diagramme est établi par la combinaison de la conductivité avec le SAR. Il estime le degré de salinisation et de sodisation de l'eau. Les SAR des eaux grises brutes et traitées de cette étude ont été transposés dans ce diagramme (Figure III-5).

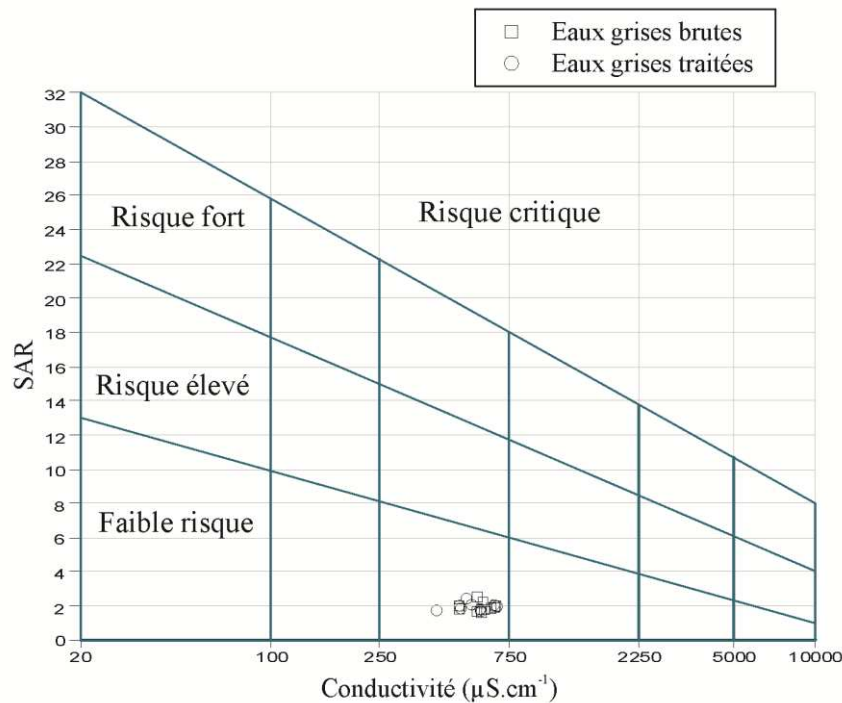


Figure III-5 : Pouvoir alcalinisant des eaux grises brutes et traitées.

Les eaux grises brutes et traitées figurent toutes deux dans la partie du diagramme où le risque est le plus faible. En considérant le SAR et le diagramme de Riverside, les eaux grises traitées semblent être utilisables pour l'irrigation d'espaces verts car dans les deux cas, le risque est faible.

4. CONCLUSION

Les travaux présentés dans ce chapitre visaient à explorer les performances épuratoires physicochimiques et microbiologiques du réacteur à lit fluidisé et d'étudier sa robustesse. De plus, une attention particulière a été portée sur le SAR des eaux grises brutes et traitées afin d'établir si elles pouvaient être utilisées pour l'irrigation d'espaces verts.

Les performances épuratoires du point de vue physicochimique sont satisfaisantes au regard de l'arrêté du 2 Août 2010 "relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts". En effet, les seuils des deux paramètres physicochimiques réglementés (les MES et la DCO) ne sont jamais dépassés pour les eaux grises traitées, malgré les variations de charges des eaux grises brutes. De plus, les paramètres microbiologiques sont également satisfaisants au regard du même arrêté. En effet, les eaux grises traitées respectent les normes réglementaires au niveau

des entérocoques fécaux, des phages ARN F-spécifiques, des spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices et de la bactérie *Escherichia coli*. Enfin, le SAR, indicateur de qualité d'une eau utilisée pour l'irrigation, indique que les eaux grises produites dans cette étude ne présentent pas de risque environnemental pour l'irrigation d'espaces verts.

Au regard de l'arrêté du 2 août 2010, les eaux grises traitées de cette étude sont conformes aux spécifications requises pour l'irrigation d'espaces verts. Toutefois, une étude à échelle réelle est nécessaire afin d'appréhender l'impact de la réutilisation d'eaux grises pour l'arrosage d'espaces verts urbains.

5. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abdel-Kader A. M. (2013) Studying the efficiency of grey water treatment by using rotating biological contactors system. *Journal of King Saud University*. **25**(2), 89-95.

AFNOR (Association Française de Normalisation)

XP T90-412 Juin 2006 : Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des staphylocoques pathogènes - Méthode par filtration sur membrane

NF T90-431 Septembre 2003 : Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement de *Legionella* spp et de *Legionella pneumophila* - Méthode par ensemencement direct et après concentration par filtration sur membrane ou centrifugation

NF T90-008 Février 2001 : Qualité de l'eau - Détermination du pH

NF EN 27888 Janvier 1994 : Qualité de l'eau - Détermination de la conductivité électrique

NF EN 25814 Mars 1993 : Qualité de l'eau - Dosage de l'oxygène dissous - Méthode électrochimique à la sonde

NF EN 872 Juin 2005 : Qualité de l'eau - Dosage des matières en suspension - Méthode par filtration sur filtre en fibres de verre

NF EN 1484 Juillet 1997 : Analyse de l'eau - Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (TOC) et carbone organique dissous (COD)

NF EN 26777 Mai 1993 : Qualité de l'eau - Dosage des nitrites - Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire

NF EN 26461-2 Juillet 1993 : Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs (*clostridia*) - Partie 2 : méthode par filtration sur membrane

NF EN ISO 11905-1 Juillet 1998 : Qualité de l'eau - Dosage de l'azote - Partie 1 : méthode par minéralisation oxydante au peroxodisulfate

NF EN ISO 17852 Mars 2008 : Qualité de l'eau - Dosage du mercure - Méthode par spectrométrie de fluorescence atomique

NF EN ISO 7027 Mars 2000 : Qualité de l'eau - Détermination de la turbidité

NF EN ISO 9408 Octobre 1999 : Qualité de l'eau - Évaluation, en milieu aqueux, de la biodégradabilité aérobie ultime des composés organiques par détermination de la demande en oxygène dans un respiromètre fermé.

NF EN ISO 9308-3 Mars 1999 : Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des *Escherichia coli* et des bactéries coliformes dans les eaux de surface et résiduaires - Partie 3 : méthode miniaturisée (nombre le plus probable) pour ensemencement en milieu liquide

NF EN ISO 7899-1 Mars 1999 : Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux dans les eaux de surface et résiduaires - Partie 1 : méthode miniaturisée (nombre le plus probable) par ensemencement en milieu liquide

NF EN ISO 6887 Janvier 2004 : Microbiologie - Préparation des échantillons, de la suspension mère et des dilutions décimales en vue de l'examen microbiologique

NF EN ISO 6222 Juillet 1999 : Qualité de l'eau - Dénombrement des micro-organismes revivifiables - Comptage des colonies par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé

NF EN ISO 16266 Août 2008 : Qualité de l'eau - Détection et dénombrement de *Pseudomonas aeruginosa* - Méthode par filtration sur membrane

Alfiya Y., Damti O., Stoler-Katz A., Zoubi A., Shaviv A., Friedler E. (2012) Potential impacts of on-site greywater reuse in landscape irrigation. *Water Science and Technology*. **65**(4), 757-764.

Baban A., Hocaoglu S. M., Atasoy E. A., Gunes K., Ayaz S., Regelsberger M. (2010) Grey water treatment and reuse by using RBC: A kinetic approach. *Desalination and Water Treatment*. **23**(1-3), 89-94.

- Brix H., Arias C. A. (2005) The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*. **25**(5), 491-500.
- Chabaud S., Andres Y., Lakel A., Le Cloirec P. (2006) Bacteria removal in septic effluent: Influence of biofilm and protozoa. *Water Research*. **40**(16), 3109-3114.
- Christova-Boal D., Eden R. E., McFarlane S. (1996) An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*. **106**(1-3), 391-397.
- Dallas S., Scheffe B., Ho G. (2004) Reedbeds for greywater treatment-A case study in Santa Elena-Monteverde, Costa Rica, Central America. *Ecological Engineering*. **23**(1), 55-61.
- Derlon N., Massé A., Escudié R., Bernet N., Paul E. (2008) Stratification in the cohesion of biofilms grown under various environmental conditions. *Water Research*. **42**(8-9), 2102-2110.
- Elmitwalli T. A., Shalabi M., Wendland C., Otterpohl R. (2007) Grey water treatment in UASB reactor at ambient temperature. *Water Science and technology*. **55**(7), 173-180.
- Eriksson E., Auffarth K., Henze M., Ledin A. (2002) Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*. **4**(1), 85-104.
- Eriksson E., Donner E. (2009) Metals in greywater: Sources, presence and removal efficiencies. *Desalination*. **248**(1-3), 271-278.
- Finley S., Barrington S., Lyew D. (2008) Reuse of Domestic Greywater for the Irrigation of Food Crops. *Water, Air, and Soil Pollution*. **199**(1-4), 235-245.
- Friedler E., Kovalio R., Galil N. I. (2005) On-site greywater treatment and reuse in multi-storey buildings. *Water Science and Technology*. **51**(10), 187-194.
- Ghoualem H., Khouider A. (2008) Evaluation and biologic treatment of an urban effluent. *Desalination*. **222**(1-3), 302-306.

Gross A., Shmueli O., Ronen Z., Raveh E. (2007) Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)-a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. *Chemosphere*. **66**(5), 916-923.

Hernández Leal L., Soeter A. M., Kools S. A. E., Kraak M. H. S., Parsons J. R., Temmink H., Zeeman G., Buisman C. J. N. (2012) Ecotoxicological assessment of grey water treatment systems with *Daphnia magna* and *Chironomus riparius*. *Water Research*. **46**(4), 1038-1044.

Hernández Leal L., Zeeman G., Temmink H., Buisman C. (2007) Characterisation and biological treatment of greywater. *Water Science and Technology*. **56**, 193-200.

ISO (International Organization for Standardization)

ISO 15705:2002 Qualité de l'eau -- Détermination de l'indice de demande chimique en oxygène (ST-DCO) -- Méthode à petite échelle en tube fermé

ISO 7875-1:1996 Water quality -- Determination of surfactants -- Part 1: Determination of anionic surfactants by measurement of the methylene blue index (MBAS)

ISO 7150-1:1984 Water quality -- Determination of ammonium -- Part 1: Manual spectrometric method

ISO 6878:2004 Qualité de l'eau -- Dosage du phosphore -- Méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium

ISO 17294-2:2003 Qualité de l'eau -- Application de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS) -- Partie 2: Dosage de 62 éléments

ISO 10705-1:1995 Qualité de l'eau -- Détection et dénombrement des bactériophages -
- Partie 1: Dénombrement des bactériophages ARN F spécifiques

Jacquot A. (2006) Des ménages toujours plus petits. Projection de ménages pour la France métropolitaine à l'horizon 2030. *Insee Première*. (1106)
http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=ip1106®_id=0

- Jefferson B., Burgess J. E., Pichon A., Harkness J., Judd S. J. (2001) Nutrient addition to enhance biological treatment of greywater. *Water Research*. **35**(11), 2702-2710.
- Kariuki F. W., Ng'ang' V. G., Kotut K. (2012) Hydrochemical Characteristics, Plant Nutrients and Metals in Household Greywater and Soils in Homa Bay Town. *The Open Environmental Engineering Journal*. **5**, 103-109.
- Lamine M., Bousselmi L., Ghrabi A. (2007) Biological treatment of grey water using sequencing batch reactor. *Desalination*. **215**(1-3), 127-132.
- Mandal D., Labhasetwar P., Dhoni S., Dubey A. S., Shinde G., Wate S. (2011) Water conservation due to greywater treatment and reuse in urban setting with specific context to developing countries. *Resources, Conservation and Recycling*. **55**(3), 356-361.
- Metcalf et Eddy (2002) *Wastewater engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*, New York, McGraw-Hill. 1878 pages. ISBN : 978-0070418783
- Misra R. K., Sivongxay A. (2009) Reuse of laundry greywater as affected by its interaction with saturated soil. *Journal of Hydrology*. **366**(1-4), 55-61.
- Palmquist H., Hanæus J. (2005) Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. *Science of The Total Environment*. **348**(1-3), 151-163.
- Paulo P. L., Boncz M. A., Asmus A. F., Jonsson H., Ide C. N. (2007) Greywater treatment in constructed wetland at household level. *Gewässerschutz Wasser Abwasser*. **206**, 34.
- Postgate J. R. (1969) Chapter XVIII Viable counts and Viability. *Methods in microbiology*. **1**, 611-628.
- Pundsack J., Axler R., Hicks R., Henneck J., Nordman D., McCarthy B. (2001) Seasonal pathogen removal by alternative on-site wastewater treatment systems. *Water environment research*. **73**(2), 204-212.
- Ratsak C. H., Maarsen K. A., Kooijman S. A. L. M. (1996) Effects of protozoa on carbon mineralization in activated sludge. *Water Research*. **30**(1), 1-12.

- Rhoades J. D. (1977) Potential for using saline agricultural drainage waters for irrigation. *Water Management for Irrigation and Drainage, ASCE, NEVADA.* , 85-116.
- Rodda N., Salukazana L., Jackson S. A. F., Smith M. T. (2011) Use of domestic greywater for small-scale irrigation of food crops: Effects on plants and soil. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C.* **36**(14-15), 1051-1062.
- Shafran A. W., Ronen Z., Weisbrod N., Adar E., Gross A. (2006) Potential changes in soil properties following irrigation with surfactant-rich greywater. *Ecological Engineering.* **26**(4), 348-354.
- Sklarz M. Y., Gross A., Yakirevich A., Soares M. I. M. (2009) A recirculating vertical flow constructed wetland for the treatment of domestic wastewater. *Desalination.* **246**(1-3), 617-624.
- Surendran S., Wheatley A. (1998) Grey-Water Reclamation for Non-Potable Re-Use. *Water and Environment Journal.* **12**(6), 406-413.
- Travis M. J., Wiel-Shafran A., Weisbrod N., Adar E., Gross A. (2010) Greywater reuse for irrigation: effect on soil properties. *Science of the Total Environment.* **408**(12), 2501-2508.
- Van Cuyk S., Siegrist R., Logan A., Masson S., Fischer E., Figueroa L. (2001) Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water research.* **35**(4), 953-964.
- Winward G. P., Avery L. M., Stephenson T., Jefferson B. (2008) Essential oils for the disinfection of grey water. *Water Research.* **42**(8-9), 2260-2268.

CHAPITRE IV : ETUDE DE L'IMPACT DE LA REUTILISATION DES EAUX GRISES POUR L'IRRIGATION DES ESPACES VERTS URBAINS

1. INTRODUCTION

Dans ce chapitre, il est proposé de caractériser les dangers liés à la réutilisation des eaux grises pour l'irrigation d'espaces verts urbains. Pour répondre à cette problématique, une analyse de risques a été réalisée afin de déterminer les impacts sanitaires et environnementaux associés à cette utilisation. L'HACCP (Hazard Analysis and Critical Control Point) a été privilégiée car elle prend en compte tout type de risques. Une HACCP est basée sur 5 points bien définis : l'établissement du contexte, l'identification, l'analyse, l'évaluation et le traitement du risque. Ce chapitre est développé sur les 4 premiers points avec en conclusion le traitement du risque.

Le contexte de l'analyse de risques définit le mode de réutilisation privilégié et décrit la filière expérimentale. L'identification prend en compte le listage des risques pouvant être rencontrés lors de l'irrigation par aspersion et la méthodologie permettant de caractériser le risque. L'analyse et l'évaluation permettent d'objectiver le risque en déterminant les limites critiques et les niveaux cibles. Enfin, le traitement permet d'établir si les eaux grises présentent des risques sanitaires et/ou environnementaux.

2. ETABLISSEMENT DU CONTEXTE

Au regard de l'arrêté du 2 août 2010 "relatif à l'utilisation d'eaux issues du traitement d'épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts", la qualité des eaux grises traitées produites par le réacteur à lit fluidisé permet leur réutilisation pour l'irrigation de cultures ou d'espaces verts. Ce même arrêté autorise l'irrigation d'espaces verts et de forêts ouverts au public en dehors des heures d'ouverture. C'est pourquoi l'irrigation de pelouse a été retenue comme voie de valorisation des eaux grises traitées produites dans cette étude. Il est possible de réutiliser ces eaux pour l'irrigation aux moyens

de systèmes d'irrigation gravitaire, localisée ou par aspersion. Ces systèmes, ainsi que celui qui a été retenu, sont détaillés dans la suite de cette partie.

Pour répondre à la problématique établie, les eaux grises brutes seront comparées aux eaux grises traitées lors de l'irrigation de parcelles de pelouse. De plus, l'eau potable distribuée par Nantes Métropole sera prise comme référence afin d'obtenir les valeurs cibles à atteindre ou à ne pas dépasser et établir les dangers liés à la réutilisation des eaux grises.

Dans la suite de cette partie, la conception des parcelles de pelouse et de la filière expérimentale sont détaillées.

2.1. CONCEPTION DES PARCELLES EXPERIMENTALES

2.1.1. Choix de la pelouse

Avant de procéder à la construction des parcelles expérimentales, il a été nécessaire de choisir le type de pelouse à mettre en place. Tout d'abord, il a été décidé de prendre une pelouse en rouleaux plutôt que de la semer afin de s'affranchir du temps de pousse et d'une éventuelle mauvaise répartition du semi.

Les principaux critères de choix de l'espèce végétale ont été la vitesse de développement, la résistance aux conditions environnementales et la fréquence d'utilisation de la pelouse. Un premier choix s'est porté pour la fléole, la fétuque, le pâturin des prés et le ray-grass car ils sont souvent utilisés dans les compositions des terrains de sport et des parcs. Toutefois, le pâturin des prés et la fléole nécessitent beaucoup de soin alors que la fétuque supporte mal les sols pauvres et les conditions hivernales. Le choix s'est donc orienté vers le ray-grass car il pousse rapidement, possède un taux d'absorption de nutriments et d'eau important et nécessite peu de soins (Alfiya *et al.*, 2012).

2.1.2. Choix du type d'irrigation

La méthode d'irrigation la plus rudimentaire consiste à prélever l'eau dans un réservoir et la transporter avec un seau ou un arrosoir jusqu'au végétal. Cependant, cette méthode demande une main d'œuvre importante. Elle peut convenir pour des petits jardins à proximité

du point d'eau mais pas pour des grandes superficies, ni dans le cadre de cette étude. Il existe principalement trois modes d'irrigation : l'irrigation de surface, l'irrigation par aspersion et l'irrigation localisée (Figure IV-1).

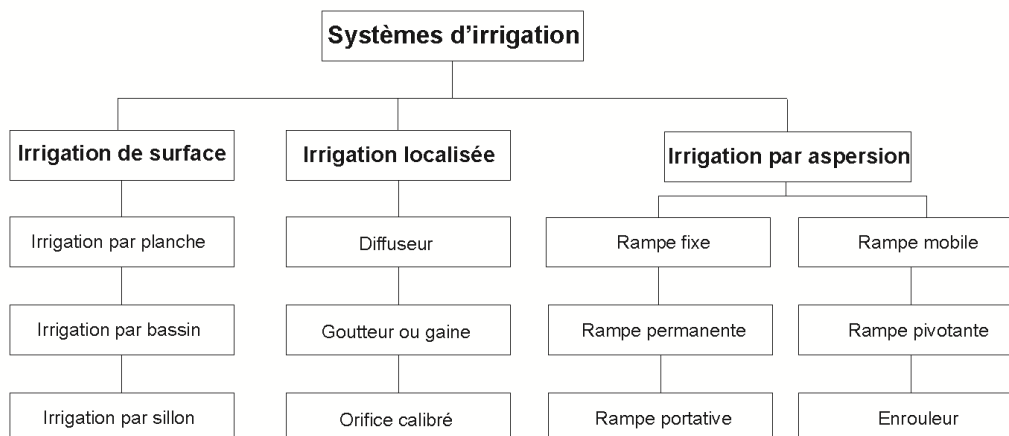


Figure IV-1 : Types d'irrigation existants.

L'irrigation de surface ou irrigation gravitaire consiste à amener l'eau au point le plus haut du terrain et à laisser la gravité opérer afin que l'eau s'écoule. L'eau est dispersée par submersion (irrigation par bassins), par sillons de terre (irrigation par sillons) ou bien par ruissellement à la surface d'une planche d'arrosage (irrigation par planches). Ces méthodes nécessitent une différence de niveau, ce qui constitue un obstacle à sa construction. De plus, elle convient à l'agriculture mais pas à l'irrigation d'espaces verts urbains.

L'irrigation localisée (ou goutte-à-goutte) consiste à arroser ponctuellement la surface de la pelouse avec de faibles débits ($2 \text{ à } 12 \text{ L.h}^{-1}$) sous pression atmosphérique. Le végétal est irrigué par des canalisations munies d'orifices appelés goutteurs ou diffuseurs positionnés à son voisinage. Ceci permet de limiter les pertes par évaporation. Le problème majeur de ce type d'irrigation est le risque d'obturation de la canalisation. Cette méthode est peu utilisée pour l'irrigation d'espaces verts car elle nécessite des longueurs de canalisations élevées. De plus, le risque d'obturation des orifices par les eaux grises ne rend pas cette méthode viable pour cette étude.

L'irrigation par aspersion consiste à fournir l'eau aux végétaux sous une forme de pluie artificielle. L'eau est mise sous pression pour être distribuée par un réseau de canalisations. L'eau, propulsée au moyen d'asperseurs sous la forme d'un jet, se répartit en gouttelettes qui irriguent les végétaux. Toutefois, cette méthode crée des aérosols pouvant être transportés sur de longues distances (jusqu'à plus de 300 mètres) et contenir des bactéries pathogènes (Le

Goff *et al.*, 2012). L'irrigation par aspersion comprend des installations permanentes ou temporaires. Les premières présentent des conduites principales enterrées tandis que les secondes nécessitent de la main d'œuvre afin d'être déplacées pour irriguer la totalité de la surface. Toutefois, les deux méthodes sont retrouvées pour l'irrigation des espaces verts comme les golfs, terrains de sport ou parcs.

La méthode retenue pour cette étude est l'irrigation par aspersion à l'aide d'une tuyauterie fixe enterrée. La simplicité de mise en œuvre de cette méthode a orienté le choix vers ce dispositif.

2.1.3. Description des parcelles expérimentales

Afin d'étudier l'impact de l'irrigation des eaux grises sur les végétaux, trois parcelles ont été conçues et mises en place pour l'étude (Figure IV-2). Les trois parcelles sont identiques et composées d'une ossature en bois.

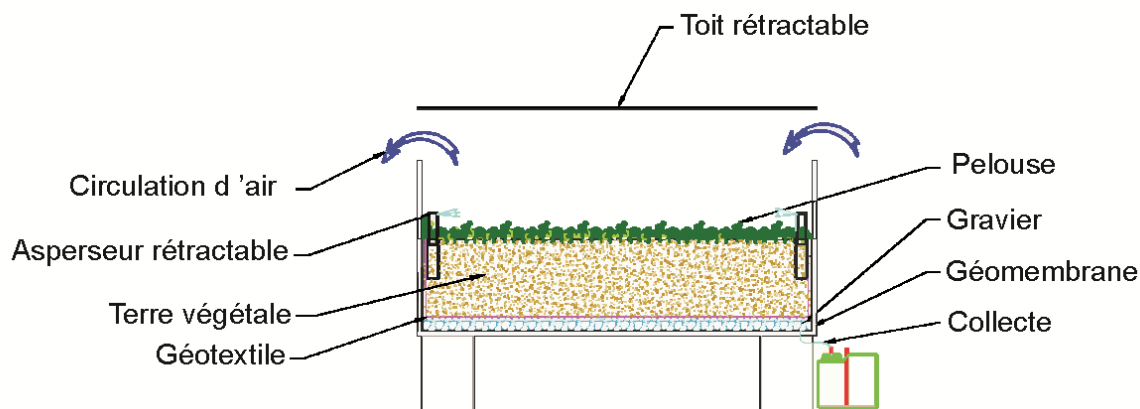


Figure IV-2 : Schéma de la parcelle expérimentale.

Chaque parcelle mesure 1,5 x 1,5 m soit une surface totale de 2,25 m². La géomembrane et les 50 mm de gravier ont pour but de drainer les percolats, lors de l'irrigation, vers le point de collecte. Le géotextile permet de maintenir en place les 30 cm de terre végétale (Tourbières de Sucé, Sucé-sur-Erdre) et de les séparer du gravier. Les deux asperseurs d'irrigation (Tuyère escamotable 1800, Rainbird) sont disposés dans deux coins opposés (Figure IV-3). Les jets d'irrigation sont orientés à 90° afin de couvrir la totalité de la parcelle. De plus, ils sont disposés le plus bas possible conformément à l'arrêté du 2 août 2010. Le toit a été conçu pour

minimiser l'impact de la pluie sur la pelouse et permettre une circulation d'air à la surface de la pelouse favorisant ainsi la production de biomasse. Il est fabriqué en PVC transparent et peut être démonté, notamment lors des périodes de tontes.



Figure IV-3 : Photographie de la parcelle "eaux grises brutes" lors de la phase d'irrigation.

2.1.4. Besoin en eau nécessaire pour l'irrigation

Les besoins en eau pour l'irrigation de cultures (Q_{eau}) sont définis en fonction de la surface à irriguer (A), de l'évapotranspiration (ETP) et du coefficient cultural (K_c) selon l'équation suivante :

$$Q_{\text{eau}} = K_c \times ETP \times A \quad (\text{IV-12})$$

Le coefficient cultural est un nombre caractéristique traduisant le rapport entre l'évapotranspiration réelle maximale du végétal et une référence connue. Le Tableau IV-1 rapporte le coefficient cultural initial, moyen et final de certains gazons.

Tableau IV-1 : Coefficients cultureux de divers gazons (Doorenbos *et al.*, 1979 ; Doorenbos et Pruitt, 1975).

	Ray-grass	Pâturin des prés	Turf-grass	
			Saison chaude	Saison froide
K_c initial	0,95	0,40	0,80	0,90
K_c moyen	1,05	1,05	0,85	0,95
K_c final	1,00	0,85	0,85	0,95

Le végétal de référence ayant permis le calcul des coefficients culturaux des autres végétaux est le ray-grass. Son coefficient cultural est donc égal à 1 en fin de pousse.

L'évapotranspiration correspond à la quantité d'eau totale transférée du sol vers l'atmosphère par l'évaporation au niveau du sol et par la transpiration des plantes. Ce phénomène est continu dans le temps. De nombreux chercheurs ont essayé d'établir des modèles permettant de calculer l'ETP en fonction des climats. Par exemple, Blaney et Criddle (1962) ont proposé des formules mathématiques résultant d'ajustements statistiques tandis que d'autres se sont basés sur un bilan énergétique (Brochet et Gerbier, 1972).

Même si de nos jours d'autres formules, développées pour déterminer de façon agronomique les quantités d'eau nécessaires à l'irrigation de certains types de cultures, ont été proposées, il a été décidé de garder la formule de Blaney et Criddle car elle a été initialement développée pour l'irrigation de pelouses (Sammis, 2011). De ce fait, cette dernière formule peut être utilisée pour déterminer la quantité d'eau nécessaire à l'irrigation des pelouses de cette étude. Cette formule est fondée sur la température moyenne et sur l'ensoleillement quotidien selon l'équation :

$$ETP = p \times (0,46 \times T_{moy} + 8,13) \quad (IV-13)$$

Dans cette équation, p représente l'ensoleillement (en %) et T_{moy} la température moyenne de la zone étudiée (en °C). Selon les données de Météofrance, l'ensoleillement de la ville de Nantes est estimé à 27,3% et la température moyenne à 11,9°C. L'ETP de Nantes est donc évaluée à 3,7 L.m⁻².

Les besoins en eau d'irrigation sont donc de 3,7 L.j⁻¹.m⁻² soit pour chaque parcelle 8,3 L.j⁻¹. Toutefois, l'irrigation par aspersion ne présente pas un rendement de 100%. Par exemple, lors de rafales de vent, une partie de l'eau ne reste pas sur la parcelle et donc la totalité de l'eau aspergée n'est pas captée par le végétal. Afin de prendre en compte cette perte, les parcelles ont été irriguées avec 10% d'eau supplémentaire. Elles sont donc irriguées quotidiennement et respectivement avec 9 litres d'eaux grises brutes, d'eaux grises traitées issues du réacteur à lit fluidisé et avec de l'eau du réseau d'adduction comme référence.

2.2. DE LA PRODUCTION D'EAUX GRISES A SON UTILISATION

La Figure IV-4 représente la filière expérimentale depuis la production des eaux grises brutes, par les douches et la laverie jusqu'à leur utilisation pour l'irrigation de parcelles engazonnées.

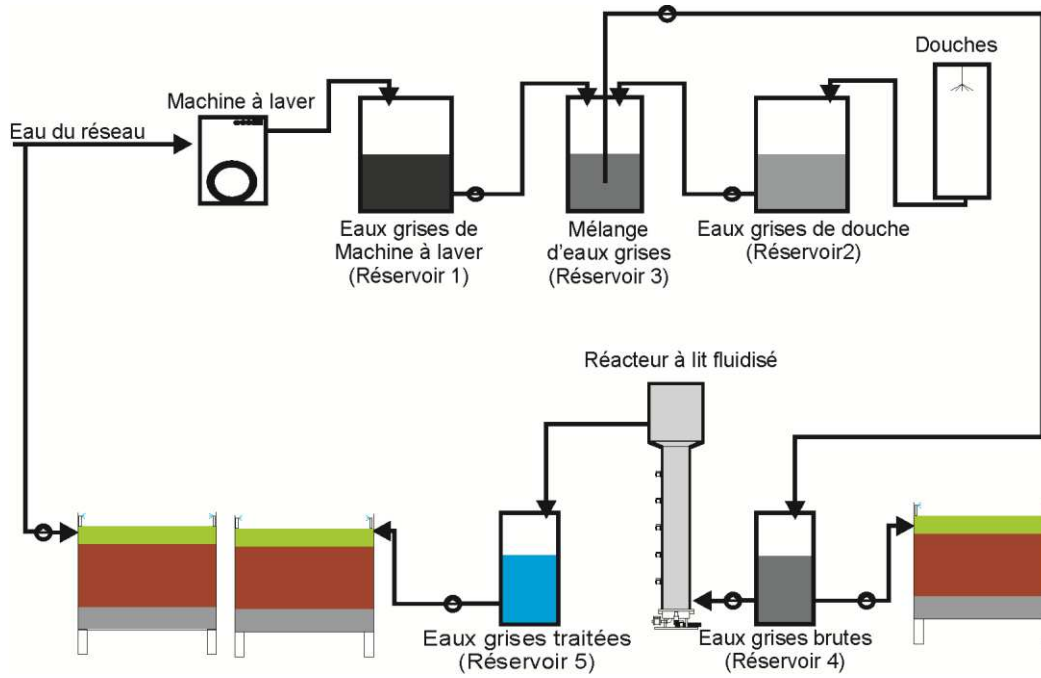


Figure IV-4 : Schéma de la filière expérimentale de la production d'eaux grises à son utilisation.

La première partie de la filière a été explicitée en détails dans le Chapitre III. Elle n'a pas subi de modification à l'exception de l'ajout de trois parcelles placées sur la toiture du bâtiment Aquasim du CSTB. Ces parcelles sont séparées d'un mètre chacune afin de limiter les échanges lors des périodes d'irrigation. Toutefois, à cause du vent et des microgouttelettes produites lors de l'aspersion, un échange peut s'effectuer entre les parcelles.

Afin de pouvoir irriguer chaque parcelle, trois pompes distinctes ont été utilisées. Initialement, des pompes centrifuges identiques ont été utilisées, mais un problème de colmatage est apparu au niveau de la pompe permettant l'irrigation des eaux grise brutes après quelques jours d'utilisation. Pour limiter la maintenance, il a donc été décidé de la changer, ainsi que celle servant pour la filière utilisant les eaux grises traitées. Deux pompes à piston ont permis de s'affranchir de ce colmatage et de pouvoir irriguer quotidiennement les parcelles en eaux grises brutes et en eaux grises traitées. La pompe centrifuge a été conservée pour irriguer la parcelle en eau potable. Durant les 9 mois qui ont suivi, il n'y a pas eu de problèmes techniques sur le matériel utilisé pour l'irrigation.

Afin de limiter les pertes par évapotranspiration, l'irrigation de chaque parcelle a été réalisée le matin. Un programmeur et des électrovannes ont permis de faire fonctionner l'irrigation des parcelles respectivement en eaux grises traitées, en eau potable et en eaux grises brutes de manière décalée. Tous les matins, les parcelles "eaux grises brutes" et "eaux grises traitées" ont été arrosées pendant 1 minute 30 secondes tandis que la parcelle "eau potable" a été arrosée pendant 2 minutes 30 secondes. Ces périodes correspondent à des mesures préliminaires de débit effectuées avec chaque type de pompe et chaque type d'eau ayant permis de déterminer le temps de fonctionnement nécessaire afin d'irriguer chaque parcelle avec les 9 litres d'eau nécessaires.

3. IDENTIFICATION DES DANGERS

3.1. IDENTIFICATION DES DANGERS LIES A L'IRRIGATION DES EAUX GRISES

Dans la méthodologie HACCP, les microorganismes indicateurs de contaminations fécales (entérocoques intestinaux, *E. coli* ...) ou de performances épuratoires de procédé (bactériophages ARN-F, spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices...) ont été pris en compte. Ces microorganismes ont été suivis car l'état de l'art présenté au Chapitre I a permis d'identifier les principales pollutions contenues dans les eaux grises. Ces pollutions ont été étudiées dans le Chapitre III afin de caractériser les eaux grises produites dans cette étude. Même si les performances épuratoires sont satisfaisantes au regard de l'arrêté du 2 août 2010, les eaux grises traitées par le réacteur à lit fluidisé contiennent encore une pollution organique (DCO, DBO₅, MES...) mais aussi des microorganismes (*E. coli*, coliformes totaux...) dans une moindre mesure que les eaux grises brutes. Certains microorganismes n'ayant pas été détectés dans les eaux grises brutes ou traitées, ils n'ont pas été étudiés dans ce chapitre. De plus, les ETM sont retrouvés dans chaque type d'eau.

Les eaux grises brutes et traitées présentent donc deux types de pollution : la pollution chimique et la pollution microbiologique. Ces deux types de pollutions peuvent s'accumuler à la surface du sol puis percoler jusqu'aux nappes phréatiques et les contaminer. La pollution de ces percolats, migrants vers le sol et vers les nappes, présente le principal risque environnemental retenu pour cette étude.

Du point de vue des risques sanitaires, l'irrigation par aspersion présente trois points critiques : l'inhalation, l'ingestion et le contact cutanéomuqueux.

Le risque d'inhalation est très limité car, selon l'arrêté du 2 août 2010, l'irrigation par aspersion doit être réalisée en dehors des heures d'ouverture au public. L'exposition est donc extrêmement limitée et le risque est restreint au personnel. Toutefois, le dispositif d'aspersion choisi étant autonome, le personnel surveillant l'irrigation n'est pas en contact avec les eaux grises. De plus, la principale bactérie pathogène (*Legionella pneumophila*) présentant un risque élevé par inhalation lors de l'irrigation par aspersion n'a pas été détectée dans les eaux grises brutes et traitées étudiées au Chapitre III. Enfin, l'irrigation par aspersion avec les eaux grises brutes présente une odeur nauséabonde (mercaptans, H₂S...) et peut induire une gêne pour les usagers et/ou le personnel (odeur qui n'est pas présente lors de l'irrigation avec les eaux grises traitées).

Le risque de contamination par ingestion peut être de deux types. Le premier peut arriver lorsqu'une personne boit les eaux grises à un robinet du réseau. Cette contamination est peu probable car lorsqu'un réseau contient une eau de qualité non potable, les canalisations de distribution d'eaux usées traitées doivent être repérées de façon explicite (article 6 de l'arrêté du 2 août 2010). Par exemple, une plaque signalétique indiquant "eau non potable" doit être placée à chaque point d'eau procurant les eaux grises. Le deuxième risque est dû à l'ingestion de la pelouse et/ou du sol irrigués par les eaux grises. Ce risque peut aussi être limité en informant le public de l'utilisation d'eaux grises traitées.

Le risque de contamination par voie cutanéomuqueuse est dû à un contact direct des eaux grises lors de l'irrigation ou par transfert de contaminants ou d'agents pathogènes présents sur la pelouse et sur le sol vers l'Homme. Toutefois, l'interdiction de l'irrigation lors de période d'ouverture limite considérablement l'exposition.

3.2. MOYENS MIS EN ŒUVRE POUR CARACTERISER LES DANGERS

L'identification des dangers liés à la réutilisation des eaux grises a permis de mettre en évidence les risques environnementaux et sanitaires associés à la réutilisation des eaux grises. Les percolats issus de l'irrigation de chaque parcelle ont été analysés afin d'étudier la qualité des eaux infiltrées à travers le sol et la migration des eaux grises vers les nappes phréatiques. Le sol a été analysé en début d'étude et après les 10 mois d'irrigation pour établir si les eaux grises ont engendré une modification de sa composition. Le sol et les percolats sont surveillés afin d'étudier les risques environnementaux liés à la réutilisation des eaux grises.

Enfin une analyse de la pelouse a été réalisée. Les microorganismes se déposant à la surface des végétaux lors de l'irrigation présentent un risque sanitaire pour les personnes en contact avec la pelouse. C'est pourquoi la recherche des microorganismes déposés sur le gazon a été effectuée.

Dans la suite de cette partie, l'échantillonnage des percolats, du sol et de la pelouse sont décrits ainsi que les paramètres analysés afin de caractériser les dangers liés à la réutilisation des eaux grises brutes et traitées.

3.2.1. Echantillonnage des percolats

Afin d'établir l'impact de l'irrigation par les eaux grises traitées sur l'environnement, il est important de connaître la qualité des eaux ayant percolé à travers le sol. Les analyses ont été effectuées lorsqu'une quantité suffisante de percolats a pu être récoltée au point de collecte. En effet, selon les besoins en eau de la pelouse et selon le climat, la quantité d'eau récupérée n'est pas identique. Les analyses ont donc été réalisées lorsque 2,5 L de percolats ont pu être obtenus pour effectuer les analyses physicochimiques et microbiologiques. Sept analyses ont été effectuées entre le 7 janvier 2013 et le 27 mars 2013 et trois pour les éléments traces métalliques. Afin de recueillir d'autres percolats, la question d'une augmentation de la quantité d'eau irriguée s'est posée. Cependant, afin de ne pas dégrader la pelouse avec une sur-irrigation, il a été décidé de garder l'irrigation avec 9 L d'eau.

Les paramètres physicochimiques analysés sont les mêmes que ceux décrits au Chapitre III, selon les mêmes protocoles et les mêmes normes. Les paramètres microbiologiques n'ayant pas présenté de résultats positifs pour les eaux grises brutes ou traitées n'ont pas été recherchés dans les percolats. Les dénombrements de la bactérie *E. coli*, des coliformes totaux, de la flore mésophile et des amibes ont été réalisés.

3.2.2. Echantillonnage du sol

Afin d'étudier l'impact de l'irrigation du sol par les eaux grises, une analyse de la terre végétale a été réalisée avant la mise en place des parcelles (T_0) et en fin d'étude (T_f). Le prélèvement étant destructif, une analyse durant la période d'irrigation aurait engendré une

perturbation de la structure du sol (chemin préférentiel, tassement, dégradation de la pelouse...). C'est pourquoi, il a été décidé de le réaliser seulement à la fin de l'étude.

Certains auteurs ont noté des différences dans la composition du sol en fonction de la profondeur des prélèvements. En effet, il semble que les concentrations d'éléments chimiques tels que le potassium, le sodium, le magnésium, le phosphore ou l'azote ammoniacal diminuent lorsque la profondeur augmente (Tarchouna *et al.*, 2010 ; Rusan *et al.*, 2007). Afin d'établir s'il existe une différence en fonction la profondeur du sol, deux prélèvements ont été réalisés pour chaque parcelle. Le premier est effectué entre 0 et 15 cm et le second entre 15 et 30 cm.

La composition d'un sol est complexe et tous les paramètres sont interconnectés. En effet, le pH du sol influence la capacité de ce dernier à retenir ou relarguer les ions. Ce phénomène étant lui-même fonction de la concentration en matières organiques et du rapport carbone/azote. Afin de pouvoir établir si l'irrigation par les eaux grises modifie la composition du sol, de nombreux paramètres sont à prendre en compte. Les analyses de sols ont été réalisées par l'IDAC, Nantes. Les paramètres analysés ainsi que leurs normes associées sont présentés dans le Tableau IV-2. Les méthodes permettant de les mesurer sont décrites succinctement par la suite.

Tableau IV-2 : Paramètres, normes en vigueur et limites de détection utilisés pour caractériser la qualité du sol.

Paramètre	Unité	Norme	Limite Détection
pH		NF ISO 10390	
Calcaire total	% CaCO ₃	NF ISO 10693	
Carbone organique	g.kg ⁻¹	NF ISO 14235	0,5
Matières organiques	g.kg ⁻¹	Calcul (= C X 1,72)	
Azote total	g.kg ⁻¹	NF ISO 13878	0,05
Azote nitrique	mg.kg ⁻¹	NF ISO 14256-2	0,1
Azote ammoniacal	mg.kg ⁻¹	NF ISO 14256-2	0,1
C/N			
Phosphore	g P.kg ⁻¹	NF EN 13346	0,51
CEC Metson	me.kg ⁻¹	NF X31-130	5
Phosphore assimilable	g P ₂ O ₅ .kg ⁻¹	NF X31-161	0,03
Potassium échangeable	g K ₂ O.kg ⁻¹	NF X31-108	0,05
Magnésium échangeable	g MgO.kg ⁻¹	NF X31-108	0,07
Calcium échangeable	g CaO.kg ⁻¹	NF X31-108	0,56
Sodium échangeable	g Na ₂ O.kg ⁻¹	NF X31-108	0,03
Conductivité à 25°C	mS.cm ⁻¹	NF ISO 11265	0,01
SAR	-	-	-

La détermination du pH et de la conductivité, mesurée par potentiométrie, a été réalisée dans une suspension de sol diluée au cinquième en fraction volumique dans de l'eau déminéralisée. Un sol est considéré neutre lorsque son pH est compris entre 6,5 et 7.

La mesure du calcaire total est réalisée par réaction d'un acide fort (HCl) avec l'échantillon de terre en milieu fermé. Le calcaire est alors dissous et le dégagement de CO₂ est mesuré. Un sol contenant moins de 5% de CaCO₃ est considéré non calcaire, entre 5 et 13% faiblement calcaire, entre 13 et 25% modérément calcaire et au dessus de 25% fortement calcaire.

Les matières organiques (MO) sont issues de la décomposition des végétaux, des microorganismes et des autres résidus contenus dans le sol. Elles participent à la stabilité du sol, au stockage des minéraux et augmentent l'aération du sol. Elles sont déterminées par la mesure du carbone organique qui est multipliée par un coefficient fixé à 1,72. Un sol présentant une concentration en MO inférieure à 14 g.kg⁻¹ est considéré très pauvre et un sol contenant plus de 40 g.kg⁻¹ très riche en MO (Mathieu *et al.*, 2007).

Les reliquats azotés (azote total, nitrique et ammoniacal) permettent de définir les besoins en azote d'un sol. Un excès d'azote peut entraîner des maladies alors qu'une carence peut empêcher le développement du végétal. Le dosage de l'azote total a été réalisé par une méthode fondée sur la minéralisation de type Kjeldahl. L'échantillon est minéralisé dans un acide fort concentré à chaud en présence d'un catalyseur. L'azote réduit en azote ammoniacal est fixé par l'acide borique qui est dosé par la suite. Pour l'azote nitrique et l'azote ammoniacal, le sol brut est extrait avec une solution de chlorure de potassium. Après 1 heure d'agitation, la solution est centrifugée puis le surnageant est analysé par un dosage spectrophotocolorimétrique.

Le dosage du phosphore total est réalisé par photométrie après extraction du phosphore à l'eau régale (mélange d'acide chlorhydrique et d'acide nitrique). La mesure du phosphore assimilable a été effectuée par la mise en solution de l'échantillon avec une solution d'oxalate d'ammonium. La réaction produit un complexe phosphomolybdique réduit par l'acide ascorbique en milieu sulfurique à chaud qui est mesuré par spectrophotométrie d'absorption moléculaire. Cette méthode est aussi connue sous le nom de ses auteurs : Joret et Hébert.

La détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) est basée sur la méthode de Metson. L'échantillon de sol est baigné dans une solution d'ammonium afin de provoquer un

échange complet entre les cations présents dans le sol et l'ion NH_4^+ de la solution. L'ion ammonium retenu par le sol après le rinçage est dosé par spectrophotocolorimétrie.

Le potassium, le magnésium, le calcium et le sodium ont été mesurés par spectrométrie d'émission atomique par plasma induit (ICP), après minéralisation avec une solution d'acétate d'ammonium selon la norme NF X31-108.

3.2.3. Echantillonnage de la pelouse

Généralement, les microorganismes pathogènes pour l'Homme ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes (Sheikh *et al.*, 1999). Lors de l'irrigation par aspersion, ils se retrouvent donc à la surface des plantes et sur le sol. Afin de quantifier cette contamination, deux types d'échantillonnage de la pelouse ont été réalisés (Figure IV-5).

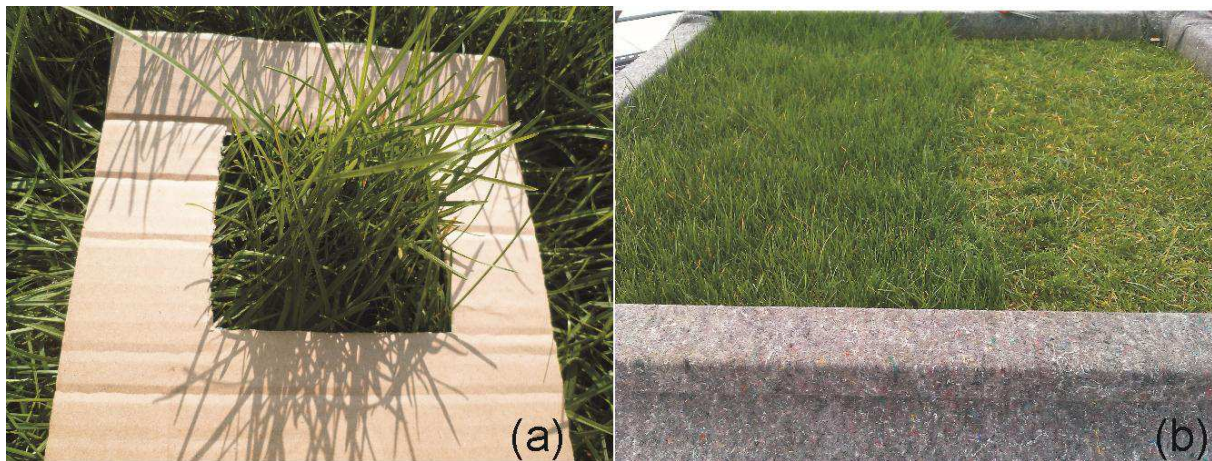


Figure IV-5 : Photographies du prélèvement pour les analyses microbiologiques (a) et de la récolte de la pelouse (b).

Le premier échantillonnage consiste à prélever une partie de la pelouse (100 cm^2) afin de réaliser les analyses microbiologiques (Figure IV-5a). Cet échantillon est mis en suspension dans 200 mL de solution saline isotonique (9 g NaCl.L^{-1}), précédemment stérilisée. La suspension est agitée pendant 30 minutes et le surnageant est prélevé afin de réaliser les analyses microbiologiques. Ces analyses sont identiques à celles réalisées sur les percolats (coliformes totaux, entérocoques intestinaux, *E. coli*, flore mésophile à 37°C et amibes).

Le second prélèvement correspond à la récolte totale de la pelouse afin de comparer les biomasses produites par chaque parcelle (Figure IV-5b). Chaque tonte a été réalisée

manuellement à l'aide d'une cisaille à gazon (Gardena). La biomasse a été pesée, séchée puis pesée de nouveau afin d'établir la quantité produite pour chaque parcelle. La pousse de la pelouse est donc considérée comme un indicateur positif ou négatif (Travis *et al.*, 2010). Durant les dix mois de la période d'irrigation, quatre récoltes ont pu être réalisées le 31 janvier, le 16 avril, le 24 mai et le 28 juin 2013. Les périodes de récoltes présentent des intervalles temporels élevés. En effet, entre les deux premières récoltes, il y a 123 jours d'écart puis 75, 38 et 35 jours entre les suivantes. Afin de s'affranchir de ces écarts, les masses obtenues lors de chaque tonte sont normées pour une période de 30 jours afin de les rendre comparables. Dans cette analyse, les saisons n'ont pas été prises en compte. Toutefois, les trois parcelles ont été étudiées simultanément et les masses ont été normées, ce qui permet de s'affranchir de l'effet de saison.

3.3. DETERMINATION DE LA SIGNIFICATIVITE STATISTIQUE

L'analyse de risques effectuée dans cette étude repose en partie sur la comparaison entre les parcelles irriguées par les eaux grises et la parcelle irriguée par de l'eau potable et sur une analyse statistique. Cette dernière permet d'établir s'il existe une différence significative due à l'utilisation d'eaux grises pour l'irrigation d'espaces verts par rapport à l'eau potable.

3.3.1. Analyse de variance à deux facteurs sans répétition

Les parcelles ont été irriguées avec trois types d'eau différents pendant 10 mois. Si la qualité des eaux grises traitées respecte l'arrêté du 2 août 2010 et autorise donc leurs usages pour l'irrigation d'espaces verts, elle présente néanmoins des variations de charges. Ces variations sont encore plus prononcées pour les eaux grises brutes.

Afin de rendre objective la méthodologie d'analyse de risques, une analyse statistique a été réalisée pour comparer l'influence du type d'eau utilisé pour l'irrigation et déterminer s'il existe une différence statistique significative. La méthode retenue est l'ANOVA (provenant de l'acronyme ANalysis Of VAriance) à deux facteurs sans répétition (Pagès, 2005).

Dans le cadre de cette étude, l'analyse a été effectuée pour les paramètres physicochimiques et microbiologiques analysés sur les percolats ainsi que sur la biomasse

récoltée. Il n'a pas été possible d'utiliser ce test statistique pour caractériser le sol car cette méthode est appliquée pour comparer des données de plus de deux échantillons. Or, les prélèvements de sol ayant été réalisés au début et à la fin de l'étude (pour ne pas le dégrader), ils ne sont pas comparables statistiquement avec cette méthode.

Le but de cette approche est d'étudier l'effet d'un ou plusieurs facteurs indépendants (type d'eau utilisé pour irriguer la parcelle) sur une variable quantitative (biomasse produite, pH, conductivité, DCO, etc...). Cela permet de conclure si la dispersion des observations de la variable est imputable à une dispersion naturelle du phénomène et aux facteurs perturbateurs non contrôlés ou si cela est imputable au facteur étudié.

Des études analogues ont été recensées dans la bibliographie (Banedjschafie *et al.*, 2008 ; Khan *et al.*, 2008 ; Yohannes et Tadesse, 1998). Cependant, ces études portent sur un nombre plus limité de paramètres et ne s'appuient que rarement sur une analyse des risques. Yohannes et Tadesse (1998) ont étudié le type d'irrigation pour distinguer les effets du goutte-à-goutte et ceux de l'irrigation par sillons sur le développement de plants de tomates. Ils ont indiqué que le type d'irrigation est important sur le développement des végétaux et que le goutte-à-goutte permet une meilleure pousse des tomates par rapport à l'irrigation par sillons.

Banedjschafie *et al.* (2008) ont utilisé l'ANOVA pour caractériser l'influence de l'azote pour l'irrigation souterraine de blé. Leurs travaux ont montré que l'irrigation souterraine permettait de diminuer la quantité d'engrais utilisée et par conséquent les coûts.

Enfin, Khan *et al.* (2008) ont déterminé les risques dus aux métaux lors de l'irrigation de divers légumes avec des eaux usées. Ils ont conclu que l'utilisation des eaux usées non traitées pour l'irrigation conduit à une contamination importante du sol et des cultures vivrières dus aux métaux lourds.

3.3.2. Modèle statistique

Si une expérience implique un facteur A contenant i niveaux et un facteur B contenant j niveaux, le modèle de l'ANOVA se présente sous la forme :

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \varepsilon_{ij} \quad (\text{IV-14})$$

avec :

Y_{ij} : la réponse observée

μ : effet moyen des deux facteurs

α_i : effet principal du niveau i du facteur A

β_j : effet principal du niveau j du facteur B

ε_{ij} : résiduelle ou erreur aléatoire

Les hypothèses sur le modèle sont les suivantes :

$$\text{Loi}(\varepsilon_{ij}) = N(0, \sigma) \quad \forall i, j$$

$$\text{Cov}(\varepsilon_{ij}, \varepsilon_{kl}) = 0 \quad \forall (i,j) \neq (k,l)$$

Concrètement, si le facteur A correspond aux types d'eau et le facteur B à la date de mesure, ce modèle permet de tester les hypothèses suivantes :

- H_0 : quel que soit i , $\alpha_i = 0$, c'est-à-dire que le type d'eau n'influe pas sur le paramètre mesuré (pH, conductivité...)
- H_1 : il existe i tel que $\alpha_i \neq 0$, c'est-à-dire que le type d'eau a une influence sur le paramètre mesuré
- H'_0 : quel que soit j , $\beta_j = 0$, c'est-à-dire que la date de mesure n'influe pas sur le paramètre mesuré (pH, conductivité...)
- H'_1 : il existe j tel que $\beta_j \neq 0$, c'est-à-dire que la date de mesure a une influence sur le paramètre mesuré

Dans cette étude, l'effet de la date ne sera pas présenté car les analyses ont été réalisées le même jour pour les trois parcelles. Cependant, il était nécessaire d'en tenir compte dans le modèle pour s'affranchir des variations dues à cet effet.

Ces tests, réalisés avec le logiciel XLSTAT, portent sur l'analyse du rapport de la variance intergroupe (dispersion entre les moyennes) et de la variance intragroupe (dispersion

autour d'une moyenne). Si la probabilité critique (p-value) est inférieure à 0,05 (risque inférieur à 5% de conclure à tort qu'il y a une différence significative), l'hypothèse nulle selon laquelle les moyennes sont égales est rejetée.

Lorsque l'ANOVA conclut à une différence significative entre les groupes, le test HSD de Tukey a été réalisé afin de comparer deux à deux les modalités de chaque facteur (type d'eau utilisé pour l'irrigation) avec un seuil de confiance de 95%.

4. ANALYSE ET EVALUATION DES RISQUES

L'objectif de cette partie est de comparer chaque paramètre de chaque parcelle et d'établir si les différences observées sont significatives. En effet, la qualité de l'eau utilisée pour l'irrigation peut influencer (positivement ou négativement) ou non les points critiques établis dans le paragraphe 3.1.

4.1. QUALITE DES PERCOLATS ISSUS DE L'IRRIGATION

Lors de la période d'irrigation et lorsqu'une quantité suffisante de percolats a pu être recueillie (*i.e* 7 échantillons), 16 paramètres physicochimiques et 6 paramètres microbiologiques ont été analysés. A cela s'ajoute la détermination des éléments traces métalliques pour 3 percolats. Les qualités physicochimiques, microbiologiques ainsi que les éléments traces métalliques sont explicités dans la suite de ce chapitre.

4.1.1. Qualité physicochimique

La qualité des sept percolats obtenus issus de chaque parcelle est résumée dans le Tableau IV-3. Les valeurs minimales, maximales, la moyenne et l'écart-type sont présentés afin d'avoir une vision globale de la qualité des percolats obtenus pour chaque parcelle. De plus, la p-value et la significativité de chaque paramètre sont ajoutées dans ce tableau.

Tout d'abord, la qualité des percolats des trois parcelles est similaire à l'exception de la conductivité, de la DCO, du COD, de la turbidité et des tensioactifs anioniques. En effet, les concentrations de ces paramètres sont plus élevées pour les percolats issus de la parcelle

irriguée par les eaux grises brutes tandis qu'ils semblent similaires pour les parcelles irriguées par les eaux grises traitées et l'eau potable.

Ces différences sont confirmées par l'analyse statistique réalisée sur ces échantillons. En effet, l'ANOVA montre que pour les 5 paramètres précédemment cités, il y a une différence significative entre les percolats issus de chaque parcelle car la p-value est inférieure à 0,05. Le test HSD de Tuckey est donc nécessaire afin de comparer deux-à-deux chaque facteur. Le résultat pour les paramètres physicochimiques est présenté en Annexe 4. Pour tous ces paramètres, la parcelle irriguée avec les eaux grises brutes est dans le groupe A tandis que les parcelles irriguées avec les eaux grises traitées et l'eau potable sont dans le groupe B. Les percolats issus de la parcelle irriguée avec les eaux grises brutes présentent donc une différence significative. Ceux issus de la parcelle irriguée avec les eaux grises traitées sont sensiblement égaux à ceux issus de la parcelle irriguée par l'eau potable. Le type d'eau utilisé n'influence donc pas la qualité du percolat à l'exception de la DCO, du COD, des tensioactifs, de la conductivité et de la turbidité.

L'accumulation de matières organiques présentes dans les eaux grises brutes peut expliquer l'augmentation des concentrations relevées pour la DCO, le COD et la turbidité dans les percolats. De plus, la présence de tensioactifs et de matières organiques interfère sur les interactions entre les constituants du sol et les microorganismes ce qui conduit au lessivage du sol et des microorganismes présents. C'est pourquoi une augmentation de la concentration de ces paramètres dans les percolats est observée (Ramirez-Fuentes *et al.*, 2002). De même, la concentration élevée de tensioactifs anioniques retrouvée dans les eaux grises brutes (6,55 mg SABM.L⁻¹) peut conduire progressivement à l'augmentation de leur concentration dans les percolats, même si la rhizosphère semble réduire en partie la toxicité due aux tensioactifs présents dans les eaux grises (Pinto *et al.*, 2010).

Pour les autres paramètres physicochimiques, l'ANOVA n'a pas montré de différences significatives observables (p-value > 0,05) à l'exception de l'azote total et des nitrites. En effet, lorsque l'effet de la date de mesure est retiré, l'effet du type d'eau sur les percolats apparaît, ce qui n'était pas observable dans le Tableau IV-3 présentant la moyenne globale. Le test de Tuckey montre une différence significative entre la parcelle irriguée par les eaux grises brutes et celle irriguée par l'eau potable, le premier étant dans le groupe A et le second dans le groupe B (Annexe 4). Pour ces mêmes paramètres, les eaux grises traitées se trouvent dans les deux groupes indiquant qu'elles ne sont significativement différentes ni des eaux grises

brutes, ni de l'eau potable. Cela peut s'expliquer par le fait que les eaux grises traitées contiennent moins d'azote que les eaux grises brutes mais plus que l'eau potable. Elles sont donc situées à la frontière entre les deux types d'eau d'irrigation.

En vue de réutiliser les eaux grises traitées pour l'irrigation d'espaces verts urbains, il est donc important de suivre les composés azotés car ce sont les seuls paramètres qui présentent une différence significative avec l'eau potable. Contrairement aux eaux grises brutes qui présentent une différence significative dans la majorité des paramètres. Ces pollutions peuvent migrer vers le sol puis les nappes phréatiques et les contaminer. Les eaux grises brutes sont donc à bannir car elles présentent un risque environnemental élevé au niveau de la conductivité, de la turbidité, de la DCO, du COD, des tensioactifs anioniques et des paramètres azotés.

Tableau IV-3 : Caractéristiques physicochimiques des percolats obtenus après l'irrigation et ANOVA correspondante.

Paramètre	Unité	Parcelle Eaux grises brutes				Parcelle Eaux grises traitées				Parcelle Eau Potable				ANOVA	
		Min.	Max.	Moy.	Ecart t.	Min.	Max.	Moy.	Ecart t.	Min.	Max.	Moy.	Ecart t.	P-value	Significativité
pH	-	7,7	8,3	8,1	0,2	7,7	8,3	8,1	0,2	7,7	8,3	8,1	0,2	0,076	Non
Conductivité	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	748	1849	1096	368	702	1145	844	140	678	974	771	104	0,008	Oui
O ₂	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	1,9	8,4	4,7	2,3	1,9	8,6	5,0	2,2	2,4	8,2	5,1	2,0	0,289	Non
Pot redox	mV	-25	204	149	79	-12	204	153	75	-7	205	154	73	0,222	Non
Turbidité	NTU	13	36	22	9	12	18	14	2	6	12	9	3	0,00018	Oui
MES	mg.L^{-1}	<LD	12	-	-	<LD	7	-	-	<LD	<LD	-	-	0,174	Non
COD	mg C.L^{-1}	33	170	116	41	33	103	63	28	21	70	50	21	0,00033	Oui
DBO ₅	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	4	41	15	14	2	40	10	13	1	40	7	14	0,611	Non
DCO	$\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$	138	593	309	154	125	279	170	50	79	144	119	27	0,001	Oui
Tensioactifs anioniques	mg SABM.L^{-1}	0,24	1,55	0,56	0,45	0,10	0,85	0,36	0,25	0,12	0,95	0,35	0,31	0,006	Oui
N _{tot}	mg N.L^{-1}	<LD	14	7	3	<LD	9	5	2	<LD	12	5	4	0,013	Oui
NO ₃ ⁻	$\text{mg NO}_3\text{-N.L}^{-1}$	<LD	1,9	-	-	<LD	1,0	-	-	<LD	<LD	-	-	0,540	Non
NO ₂ ⁻	$\text{mg NO}_2\text{-N.L}^{-1}$	0,039	0,142	0,061	0,038	0,046	0,060	0,054	0,005	0,022	0,033	0,028	0,005	0,040	Oui
NH ₄ ⁺	$\text{mg NH}_4\text{-N.L}^{-1}$	<LD	<LD	-	-	<LD	<LD	-	-	<LD	<LD	-	-	-	-
P _{tot}	mg P.L^{-1}	0,5	0,7	0,6	0,1	0,6	0,7	0,6	0,1	<LD	<LD	-	-	0,108	Non
SAR	-	1,36	1,64	1,53	0,15	1,84	2,05	1,94	0,11	0,95	1,13	1,04	0,09	-	-

LD : Limite de détection ; - : Non quantifiable

4.1.2. Eléments traces métalliques

Le suivi métallique sur les percolats n'a pu être réalisé que pour trois échantillons. En effet, les faibles quantités de percolats obtenues n'ont pas permis de réaliser leurs quantifications lors de toutes les périodes d'analyses. Le Tableau IV-4 résume sous la forme des valeurs minimales, maximales, de la moyenne et de l'écart-type les résultats obtenus pour les échantillons. Les valeurs de l'arrêté du 2 janvier 2007 "relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine" sont aussi rappelées. Les résultats de l'ANOVA sont aussi présentés dans ce tableau avec la p-value et la significativité de chaque paramètre.

Ne sont présentés dans ce tableau que les éléments pour lesquels une valeur supérieure à la limite de détection a été trouvée par rapport à la liste présentée préalablement au Chapitre III.

Tableau IV-4 : Concentrations des éléments traces métalliques retrouvées après l'irrigation et ANOVA correspondante.

	Parcelle Eaux grises brutes				Parcelle Eaux grises traitées				Parcelle Eau potable				ANOVA		Arrêté du 2 janvier 2007
Paramètre ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Min.	Max.	Moy.	Ecart t.	Min.	Max.	Moy.	Ecart t.	Min.	Max.	Moy.	Ecart t.	P-value	Significativité	($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Al	72	300	150	130	45	100	82	32	32	230	115	103	0,749	Non	200
As	12	38	26	13	9,0	27	18	5	8,0	15	12	4	0,069	Non	100*
Cr	1,0	2,0	1,7	0,6	1,0	2,0	1,7	0,6	<LD	<LD	-	-	0,005	Oui	50*
Cu	15	43	25	16	2	27	15	6	7	9	8	1	0,127	Non	1000
Fe	160	430	320	142	210	270	233	32	<LD	110	-	-	0,063	Non	200
Mn	240	1800	850	834	100	710	333	329	75	390	192	173	0,159	Non	50
Ni	9	12	11	2	2,0	9	7	1	3,0	4,0	3,3	1	0,001	Oui	20
Zn	83	200	123	66	51	68	58	9	49	76	58	15	0,115	Non	5000

LD : Limite de détection ; - : Non quantifiable ; * : Limites de qualité des eaux brutes de toute origine utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (annexe II)

Tout d'abord, les concentrations relevées dans les percolats sont inférieures ou égales à celles retrouvées dans les eaux grises brutes et traitées. Il semblerait que l'utilisation des eaux grises brutes ou traitées conduise à une mobilisation plus importante des ETM que l'utilisation d'eau potable. Ce phénomène est sans doute dû à la présence de matières organiques et de tensioactifs qui peuvent perturber les équilibres entre les diverses phases du sol et des ETM et ainsi entraîner ces derniers.

De plus, il n'y a pas d'apport des matériaux utilisés dans la conception de la filière expérimentale (tuyauterie, pompe, gravier, etc...). De ce fait, les percolats ne présentent pas de toxicité si ces derniers sont comparés à l'arrêté du 11 janvier 2007.

Toutefois, l'arsenic est quantifiable dans les percolats alors qu'il n'était pas détecté ni dans les eaux grises brutes ni dans les eaux grises traitées. En effet, des concentrations de 26 et 18 $\mu\text{g.L}^{-1}$ sont retrouvées dans les percolats issus des parcelles irriguées par les eaux grises brutes et traitées. Cependant, dans la parcelle irriguée avec de l'eau potable, une concentration d'arsenic de 12 $\mu\text{g.L}^{-1}$ est également retrouvée. Ce résultat semble indiquer la présence d'arsenic dans la terre végétale utilisée. Afin de confirmer cette présence, une analyse de la terre végétale a été réalisée par fluorescence X (Figure IV-6).

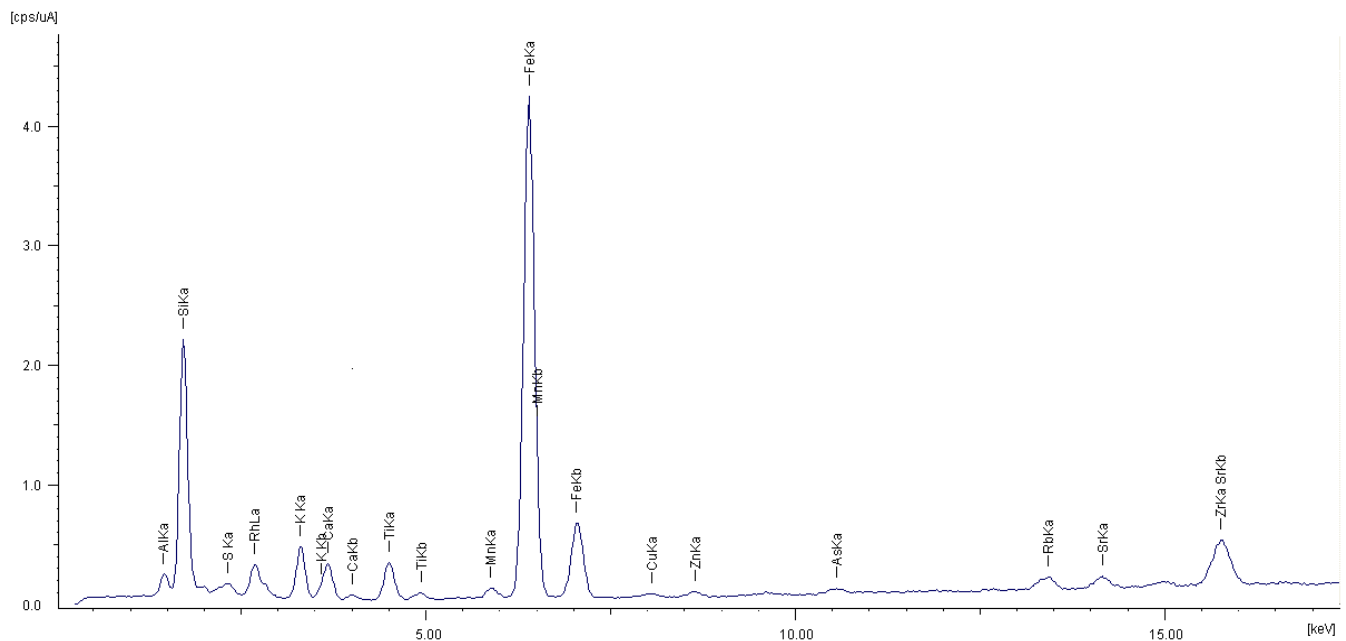


Figure IV-6 : Spectre obtenu lors de l'analyse de la terre par fluorescence X.

Il apparaît de l'analyse de la terre par fluorescence X la présence d'éléments majeurs tels que la Si, Al, Fe, K, S. Les éléments mineurs détectés sont le Ca, S, TI, et le Zn, Cu, Sr,

As, Rb et Zr pour les éléments traces. La terre végétale présente un apport en ETM, il apparaît donc normal qu'ils soient retrouvés dans les percolats.

Pour terminer, l'ANOVA réalisée sur les ETM n'a pas montré de différences significatives ($p\text{-value} > 0,05$) dans les percolats quel que soit le type d'eau utilisé pour l'irrigation à l'exception du chrome et du nickel. Le test de Tuckey (Annexe 5) montre que pour le chrome, les eaux grises brutes et traitées sont similaires entre elles mais significativement différentes par rapport à l'eau potable. Il est normal d'observer cet effet car la concentration du chrome est inférieure à la limite de détection dans les percolats issus de la parcelle irriguée par l'eau potable alors qu'il est détecté dans les deux autres. De plus, les concentrations relevées lors de chaque analyse sont égales pour les eaux grises brutes et traitées mais très largement inférieures à la limite de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ fixée par l'arrêté du 11 janvier 2007. Pour le nickel, chaque parcelle présente un groupe différent, toutefois les concentrations retrouvées dans les percolats sont inférieures à la limite fixée par l'arrêté du 11 janvier 2007, soit $20 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Les concentrations des ETM retrouvées dans les percolats de chaque parcelle sont inférieures à celles fixées par la réglementation. Cependant, seulement trois échantillons ont pu être analysés. Il serait donc intéressant de réaliser des analyses complémentaires afin de voir si les résultats se confirment sur d'autres percolats.

4.1.3. Qualité microbiologique

Le Tableau IV-5 présente les valeurs minimales et maximales pour les paramètres microbiologiques des percolats obtenus après l'irrigation ainsi que les résultats de l'ANOVA.

Bien que les eaux grises brutes et traitées ne contiennent que peu voire pas d'entérocoques intestinaux (Tableau III-6), ils sont dénombrables dans les percolats de chaque parcelle, même celle irriguée avec de l'eau potable. L'eau de distribution fournie par Nantes Métropole ne contenant ni entérocoques intestinaux, ni *E. coli* (concentrations inférieures à $1 \text{ UFC.}100 \text{ mL}^{-1}$), ce résultat indique donc que les microorganismes sont apportés par l'environnement extérieur (sol, pelouse, faune) ou par l'irrigation avec les eaux grises brutes. En effet, les parcelles étant éloignées seulement d'un mètre, une contamination par des eaux plus concentrées peut avoir lieu et donc modifier la concentration de microorganismes retrouvés dans les percolats de la parcelle irriguée avec de l'eau potable. Toutefois, si ce

phénomène est observable pour les paramètres microbiologiques, il n'a pu être remarqué pour les paramètres physicochimiques et les ETM.

L'ANOVA réalisée sur les paramètres microbiologiques des percolats ne présente pas de différence significative ($p\text{-value} > 0,05$) pour les entérocoques intestinaux, *E. coli* et les coliformes totaux tandis qu'elle montre deux $p\text{-value}$ inférieures à 0,05 pour la flore mésophile à 37°C et à 22°C. La valeur maximale, relevée pour les coliformes totaux pour la parcelle irriguée par l'eau potable, est de $3.10^0 \text{ UFC.100 mL}^{-1}$ tandis qu'elle est de $8.10^3 \text{ UFC.100 mL}^{-1}$ et $3.10^3 \text{ UFC.100 mL}^{-1}$, respectivement pour les parcelles irriguées par les eaux grises brutes et traitées.

Tableau IV-5 : Caractéristiques microbiologiques des percolats obtenus après l'irrigation et ANOVA correspondante.

Paramètre	Unité	Parcelle eaux grises brutes		Parcelle eaux grises traitées		Parcelle eau potable		ANOVA	
		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	P-value	Significativité
Entérocoques intestinaux	NPP.100 mL ⁻¹	<LD	9.10 ¹	<LD	7.10 ¹	<LD	6.10 ¹	0,830	NON
<i>E. coli</i>	NPP.100 mL ⁻¹	<LD	1.10 ²	<LD	1.10 ²	<LD	6.10 ¹	0,084	NON
Amibes	NPP.100 mL ⁻¹	4.10 ⁰	5.10 ³	4.10 ⁰	9.10 ¹	4.10 ⁰	2.10 ¹	NR	NR
Coliformes totaux	UFC.100 mL ⁻¹	2.10 ⁰	8.10 ³	5.10 ¹	3.10 ³	<LD	3.10 ⁰	0,059	NON
Flore mésophile à 37°C	UFC.100 mL ⁻¹	6.10 ³	3.10 ⁵	8.10 ²	3.10 ⁴	6.10 ²	3.10 ⁴	0,00022	OUI
Flore mésophile à 22°C	UFC.100 mL ⁻¹	7.10 ³	8.10 ⁶	5.10 ³	4.10 ⁵	6.10 ³	3.10 ⁵	0,030	OUI

LD : Limite de détection ; NR : Non réalisé

4.2. CARACTERISTIQUES QUANTITATIVES ET QUALITATIVES DE LA BIOMASSE PRODUITE

Généralement, un excellent développement de la pelouse a été observé. Durant la période hivernale (décembre à fin février), la pelouse présentait un jaunissement, sans doute dû à une quantité d'eau trop élevée. En effet, même la pelouse irriguée par l'eau potable présentait ce jaunissement (Figure IV-7a). Après le mois de mars, les pelouses sont restées vertes pour toutes les parcelles (Figure IV-7b).

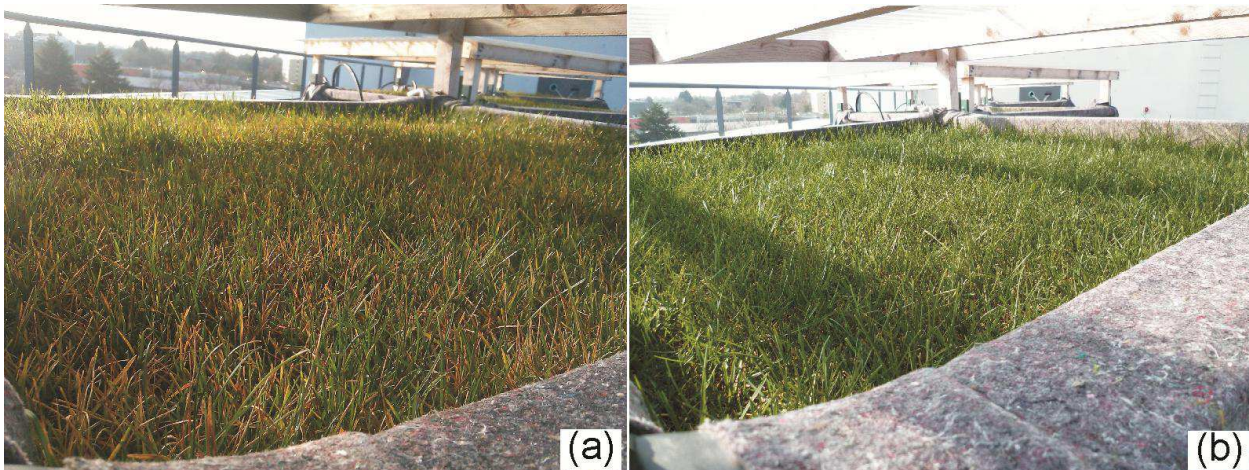


Figure IV-7 : Photographies de la parcelle irriguée par l'eau potable prise le 1 février 2013 (a) et prise le 14 mars 2013 (b).

Cette excellente croissance des pelouses est confirmée par les quatre tontes réalisées pendant l'étude. Le Tableau IV-6 résume la quantité de biomasse sèche récoltée lors des tontes et le pourcentage supplémentaire obtenu pour les parcelles irriguées par les eaux grises par rapport à la parcelle irriguée avec de l'eau potable. Le résultat de l'ANOVA y est aussi présenté.

Tableau IV-6 : Quantité de biomasse récoltée en fonction du type d'eau utilisée pour l'irrigation et p-value respective.

Type d'eau utilisé pour l'irrigation	Biomasse sèche (g)	Quantité de biomasse récoltée		ANOVA	
		Biomasse sèche ($\text{g.m}^{-2}.\text{mois}^{-1}$)	Biomasse supplémentaire comparée à la parcelle irriguée par l'eau potable (%)	P-value	Significativité
Eaux grises brutes	276	80	+ 63	0,039	Oui
Eaux grises traitées	201	55	+ 19	0,132	Non
Eau potable	169	49		0,618	Non

Les parcelles irriguées par les eaux grises brutes et par les eaux grises traitées ont permis de récolter respectivement 63% et 19% de biomasse supplémentaire que celle irriguée

par l'eau potable. Ces résultats sont différents de ceux observés par Alfiya *et al.* (2012) qui ont obtenu une meilleure croissance du ray-grass avec les eaux grises traitées avec un RBC que les eaux grises brutes et l'eau potable. Ils ont obtenu 543 grammes de biomasse pour la pelouse irriguée par les eaux grises traitées, 455 grammes de biomasse pour la pelouse irriguée par les eaux grises brutes et 417 grammes de biomasse pour la pelouse irriguée par l'eau potable. L'irrigation a été réalisée tous les trois jours au moyen d'un goutte-à-goutte durant 111 jours. Cependant, les volumes d'irrigation ont varié entre $0,5 \text{ mL.j}^{-1}$ et 4 mL.j^{-1} durant l'étude, ce qui peut expliquer les variations observées.

L'ANOVA n'a pas montré de différences significatives entre la quantité de biomasse produite par les parcelles irriguées par les eaux grises traitées et l'eau potable (dans les deux cas, la p-value est supérieure à 0,05). A l'inverse, une différence significative est observée entre les eaux grises brutes et l'eau potable (p-value = 0,039). Le type d'eau utilisé pour l'irrigation influence donc la quantité de biomasse produite. Ce résultat est dû aux nutriments, principalement l'azote et le phosphore présents dans les eaux grises. De plus, leurs concentrations plus élevées dans les eaux grises brutes que dans les eaux grises traitées peuvent expliquer les différences observées entre les récoltes. Ces résultats sont confirmés par le test de Tuckey présenté Tableau IV-7. Ce dernier indique que les échantillons de biomasses récoltées sur les parcelles irriguées par les eaux grises traitées et l'eau potable ne présentent pas de différence (groupe B). A l'inverse, la biomasse récoltée sur la parcelle irriguée par les eaux grises brutes sont dans le groupe A ; elle présente donc une différence significative.

Tableau IV-7 : Résultat de l'HSD de Tuckey pour la biomasse récoltée

Type d'eau utilisé pour irriguer la parcelle	HSD de Tuckey
Eaux grises brutes	A
Eaux grises traitées	B
Eau potable	B

Afin d'étudier la persistance des bactéries sur la pelouse, un échantillon de chaque parcelle a été prélevé lors des tontes. Les microorganismes ayant pu être détectés dans les eaux grises et dans les percolats, ils ont été recherchés sur les pelouses ; les résultats minimum et maximum sont présentés dans le Tableau IV-8 ainsi que l'ANOVA réalisée sur ces échantillons.

Tableau IV-8 : Caractéristiques microbiologiques des échantillons de pelouse et ANOVA correspondantes.

Paramètre	Unité	Parcelle eaux grises brutes		Parcelle eaux grises traitées		Parcelle eau potable		ANOVA	
		Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.	p-value	Significativité
Entérocoques intestinaux	NPP.g matières sèches ⁻¹	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	-	-
<i>E. coli</i>	NPP.g matières sèches ⁻¹	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	-	-
Amibes	NPP.g matières sèches ⁻¹	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	-	-
Coliformes Totaux	UFC.g matières sèches ⁻¹	1.10 ⁵	2.10 ⁶	8.10 ²	3.10 ⁵	5.10 ³	5.10 ⁴	0,079	Non
Flore mésophile à 37°C	UFC.g matières sèches ⁻¹	2.10 ⁶	7.10 ⁷	1.10 ⁶	2.10 ⁶	3.10 ⁶	3.10 ⁷	0,154	Non

LD : Limite de détection (Cf. Chapitre III) ; - : Non pertinent

Tout d'abord, les entérocoques intestinaux, la bactérie *E. coli* et les amibes n'ont pu être dénombrés sur les échantillons de pelouse. A l'inverse les coliformes totaux et la flore mésophile à 37°C ont pu être dénombrés. Les résultats sont du même ordre de grandeur entre 1.10^6 UFC.g matières sèches⁻¹ et 7.10^7 UFC.g matières sèches⁻¹ pour la flore mésophile à 37°C et entre 8.10^2 UFC.g matières sèches⁻¹ et 2.10^6 UFC.g matières sèches⁻¹ pour les coliformes totaux. Dans les deux cas, les microorganismes dénombrés sur les échantillons de pelouse irriguée par l'eau potable sont situés dans ces deux fourchettes. En effet, il n'y a pas de différences significatives (p-value > 0,05) au niveau des coliformes et de la flore mésophile à 37°C déposés à la surface des pelouses irriguées avec les eaux grises brutes, traitées ou de l'eau potable.

Finley *et al.* (2008) ont observé l'effet identique avec des eaux grises brutes, avec des eaux grises traitées par un filtre à sable et avec de l'eau du réseau d'adduction irriguées sur des légumes (laitue, carotte et poivrons). La pelouse, la laitue, les carottes et les poivrons n'ont pas les mêmes spécificités. Il est donc possible de s'interroger sur leurs comparaisons. Cependant peu d'études tentent de dénombrer les microorganismes déposés sur la pelouse lors de l'irrigation avec des eaux grises. Il est donc difficile d'établir des comparaisons avec la littérature.

4.3. CARACTERISATION PHYSICOCHIMIQUE DE LA QUALITE DU SOL

4.3.1. Qualité du sol

Pour rappel, deux types d'échantillonnage ont été réalisés à 0-15 cm et 15-30 cm du sol à T₀ et T_f. Les résultats obtenus sont présentés dans le Tableau IV-9 en fonction du type d'eau utilisé pour l'irrigation des parcelles.

Tableau IV-9 : Comparaison de la qualité du sol en fonction du type d'eau utilisé pour l'irrigation.

Paramètre	unité	Parcelle eaux grises brutes			Parcelle eaux grises traitées		Parcelle eau potable	
		T ₀	T _f (0-15)	T _f (15-30)	T _f (0-15)	T _f (15-30)	T _f (0-15)	T _f (15-30)
pH		7,4	6,7	7,3	7,3	6,9	7,2	7,2
Calcaire total	% CaCO ₃	25	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
Carbone organique	g.kg ⁻¹	43	38	42	40	36	41	37
Matières organiques	g.kg ⁻¹	74	65	73	69	62	70	64
Azote total	g N.kg ⁻¹	2,7	2,9	3,0	3,0	2,8	3,1	2,8
Azote nitrique	mg.kg ⁻¹	2,7	1,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
Azote ammoniacal	mg.kg ⁻¹	3	34	26	35	37	36	29
C/N		16,1	12,8	14,1	13,4	12,8	13,3	13,4
Phosphore	g P.kg ⁻¹	1,7	1,0	1,2	1,1	1,2	1,2	1,1
CEC Metson	me.kg ⁻¹	130	128	129	137	121	133	124
Phosphore assimilable	g P ₂ O ₅ .kg ⁻¹	0,4	0,5	0,3	0,4	0,5	0,4	0,4
Potassium échangeable	g K ₂ O.kg ⁻¹	23	11	15	9	13	7	9
Magnésium échangeable	g MgO.kg ⁻¹	22	14	15	15	13	14	12
Calcium échangeable	g CaO.kg ⁻¹	137	117	130	139	128	138	119
Sodium échangeable	g Na ₂ O.kg ⁻¹	3	6	4	5	5	2	2
Conductivité à 25°C	μS.cm ⁻¹	280	330	220	220	370	380	330
SAR		0,36	0,72	0,49	0,61	0,57	0,25	0,22

LD : Limite de détection

Plusieurs informations peuvent être dégagées de ce tableau, notamment l'influence du type d'eau irriguée sur les caractéristiques du sol et l'influence de la profondeur sur la composition du sol.

Généralement, il ne semble pas y avoir de différences entre les échantillons de chaque parcelle. Les paramètres de la parcelle irriguée avec les eaux grises traitées sont assez proches de ceux pour la parcelle irriguée avec l'eau potable, à l'exception du sodium qui présente une concentration plus élevée (140%). Pour la parcelle irriguée par les eaux grises brutes, les concentrations sont plus élevées pour l'azote nitrique (jusqu'à 1110%), le sodium échangeable (150%) et le potassium échangeable (63%) par rapport à l'eau potable. De plus, une diminution de tous les paramètres est observée entre les analyses initiale et finale, excepté pour l'azote ammoniacal, l'azote total et la conductivité. Le calcium, le phosphore et la CEC Metson sont considérées du même ordre de grandeur.

Si la réflexion est portée essentiellement sur le type d'eau utilisé pour l'irrigation, une diminution de la concentration des paramètres analysés en fonction de la profondeur apparaît. Cette remarque est notable pour la parcelle irriguée avec l'eau potable mais aussi pour celle

irriguée avec les eaux grises traitées. C'est la tendance inverse qui est prépondérante pour la parcelle irriguée avec les eaux grises brutes. Rusan *et al.* (2007) ont observé le même phénomène avec des eaux usées traitées. L'azote, le phosphore ou encore le potassium présentent des concentrations plus élevées entre 0 et 20 cm qu'entre 20 et 40 cm puis entre 40 et 60 cm. Dans leur étude, la concentration d'azote passe de $0,9 \text{ g.L}^{-1}$ (entre 0 et 20 cm) à $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ (entre 20 et 40 cm) puis $0,4 \text{ g.L}^{-1}$ (entre 40 et 60 cm). Il y a donc une diminution de la concentration de certains paramètres selon la profondeur du sol. Cette diminution est sans doute liée à l'intensification de l'activité microbienne (Tarchouna *et al.*, 2010).

La concentration en calcaire total est de 25% dans la terre végétale à T_0 alors qu'elle est inférieure à la limite de détection dans tous les échantillons à la fin de la période d'analyse. Cette variation peut être due à son lessivage lors de l'irrigation. Dans les parcelles, il n'y a pas de croûte imperméable (par exemple de l'argile) permettant de retenir les composés. Lors de l'irrigation, ces derniers ne sont donc pas retenus. Le sol obtenu à la fin de la période d'irrigation est donc un sol non calcaire. L'absence de calcaire peut conduire à l'acidification du sol mais les résultats indiquent que le pH est peu modifié. En effet, il est compris entre 6,7 et 7,3 pour les sols irrigués avec les eaux grises. Celui du sol irrigué par de l'eau potable est au début de l'étude à 7,4 alors qu'il est déterminé à 7,2 à la fin de l'étude. Les sols sont plutôt neutres et il ne semble pas que le pH du sol soit influencé par le type d'eau utilisé pour l'irrigation. Le calcaire initialement présent dans la terre végétale a pu être ajouté lors de son conditionnement pour la préparer à accueillir des végétaux afin de neutraliser son acidité.

La capacité d'échange cationique (CEC) du sol représente la quantité d'éléments cationiques (potassium, magnésium, calcium et sodium) pouvant être retenue par le sol. Pour ce paramètre, les trois parcelles sont identiques car les concentrations observées entre 121 et 137 me.kg^{-1} varient de seulement 5%. Afin de compléter la comparaison des CEC, l'analyse de la totalité des éléments échangeables du sol (K^+ , Na^+ , Mg^{2+} et Ca^{2+}) a été réalisée. De même, entre les parcelles irriguées par les eaux grises brutes et la parcelle témoin peu de changement sont observés.

Une faible concentration d'azote total est retrouvée dans les échantillons de sol et il n'y a pas de différence notable entre les échantillons prélevés au début et à la fin de l'étude. Il n'y a donc pas d'accumulation d'azote dans le sol. Concernant le phosphore et l'azote nitrique, un appauvrissement apparaît dans les échantillons à la fin de l'étude tandis qu'un enrichissement en azote ammoniacal se manifeste. Le premier phénomène est dû à l'assimilation des

nutriments par les végétaux tandis que le deuxième est dû à l'ammonification des matières organiques en décomposition ou à la réduction du nitrate par les bactéries et champignons anaérobies (Misra *et al.*, 2010).

La présence élevée de matières organiques ($> 40 \text{ g.kg}^{-1}$) dans les échantillons indique une teneur élevée en matières organiques et donc un sol riche. Cette concentration élevée permet de favoriser le développement de la pelouse et la rend moins sensible aux aléas climatiques. L'irrigation n'a pas entraîné d'accumulation de matières organiques (même pour la parcelle irriguée avec les eaux grises brutes) et a plutôt tendance à stimuler l'activité microbiologique du sol (Ramirez-Fuentes *et al.*, 2002) qui entraîne une diminution de la concentration de la matière organique du sol. Il est toutefois possible que la période ne soit pas assez longue pour observer l'accumulation de matières organiques.

4.3.2. Classification des sols selon le diagramme de Riverside

Afin d'évaluer le degré de salinisation et de sodisation du sol, le diagramme de Riverside exprimant l'analyse simultanée de la conductivité et du SAR est présenté en Figure IV-8.

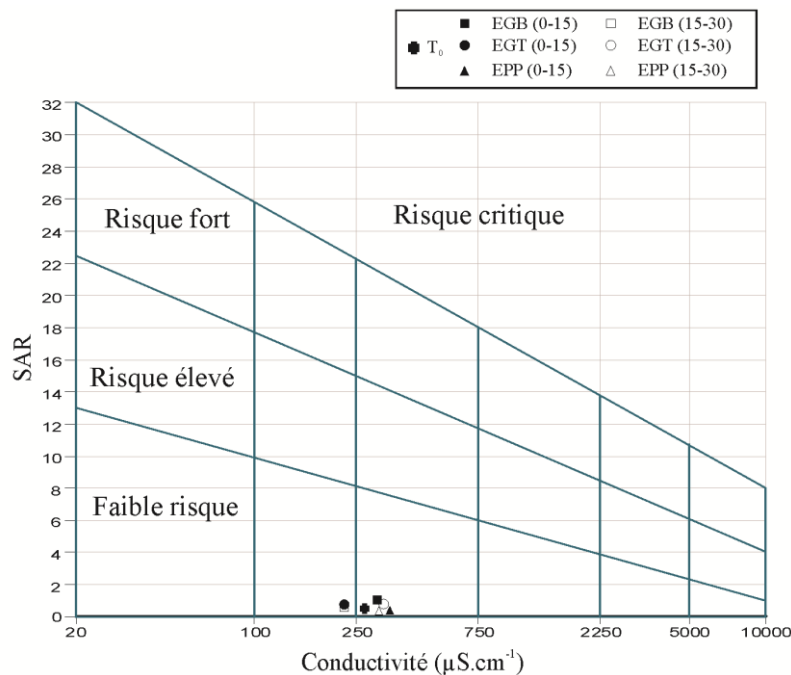


Figure IV-8 : Caractérisation des sols selon le diagramme de Riverside.

D'après ce diagramme, le sol ne présente de modifications significatives à la fin de l'étude. Les eaux grises n'ont pas modifié les propriétés de perméabilité du sol car le risque observé pour tous les échantillons est faible.

5. CONCLUSION

En se basant sur la démarche adoptée pour caractériser le risque de réutilisation des eaux grises, deux informations importantes peuvent être extraites.

Tout d'abord, l'irrigation par les eaux grises brutes n'a pas influencé la qualité de la perméabilité du sol et de certains paramètres physicochimiques retrouvés dans les percolats. Cependant, les concentrations de la turbidité, des tensioactifs anioniques, de la DCO, du COD et de la conductivité retrouvées dans les percolats ont une différence significative car leurs p-value sont inférieures à 0,05. Ces derniers peuvent donc influencer la qualité du sol et le rendre impropre au développement des végétaux. De plus, si ces pollutions migrent jusqu'aux nappes phréatiques, elles peuvent les contaminer. Les analyses microbiologiques réalisées sur les percolats issus de la parcelle irriguée avec les eaux grises brutes présentent aussi des différences avec celle irriguée avec de l'eau potable. Il est aussi possible que la pollution microbiologique migre vers les nappes phréatiques. Les analyses microbiologiques réalisées sur les échantillons de pelouse n'ont pas révélé de différences significatives entre la pelouse irriguée avec les eaux grises brutes et celle irriguée avec l'eau potable. Les eaux grises brutes ne semblent donc pas apporter de microorganismes supplémentaires. De même au niveau du sol, l'irrigation a très peu modifié la composition du sol. Enfin, lors de l'irrigation avec les eaux grises brutes, une odeur désagréable se dégage et persiste quelques minutes après l'irrigation. Les résultats obtenus, pour les divers paramètres analysés et renforcés par l'analyse statistique, indiquent que l'utilisation des eaux grises brutes est à proscrire pour l'irrigation d'espaces verts urbains.

L'influence de l'irrigation avec les eaux grises traitées est moins marquée pour les percolats. Des différences significatives sont seulement observées pour les composés azotés, le chrome et le nickel. A l'exception de ces paramètres et du point de vue statistique, il n'y a pas de différences significatives au niveau physicochimique pour les percolats. Concernant les analyses microbiologiques, les coliformes totaux sont les seuls à présenter une différence lors du dénombrement. Il semble utile d'étudier davantage ce paramètre afin de confirmer

l'existence ou non d'une différence significative permettant d'établir que les coliformes totaux ne dénaturent pas la qualité du sol et ne s'infiltrant pas dans les nappes phréatiques. Les analyses microbiologiques réalisées sur les échantillons de pelouse n'ont pas montré de différences significatives entre la pelouse irriguée avec les eaux grises traitées et celle irriguée avec l'eau potable. Les eaux grises traitées n'ont donc, a priori pas apporté de microorganismes supplémentaires sur la pelouse. Cette observation a été confirmée par d'autres études mais pour d'autres types de végétaux. Le constat est similaire pour les caractéristiques du sol car peu de différences sont observées entre les parcelles irriguées avec les eaux grises traitées et l'eau potable. Les eaux grises traitées n'ont donc pas modifié les caractéristiques du sol.

Afin de diminuer l'empreinte environnementale de la parcelle et pour préserver la ressource hydrique, il convient d'utiliser les eaux grises traitées produites par le réacteur à lit fluidisé et ayant la qualité décrite dans cette étude pour l'irrigation des espaces verts urbains. Toutefois, il semble nécessaire d'éviter le contact avec les usagers et donc d'irriguer les espaces publics en dehors de leur présence, lors des périodes de fermeture. De plus, si le procédé de traitement présente une défaillance technique et que la qualité des eaux grises traitées n'est pas celle désirée, l'irrigation en dehors des périodes d'ouverture permet de s'affranchir d'un éventuel contact avec une eau de moindre qualité. Car si une irrigation quotidienne avec les eaux grises brutes présente un risque environnemental et sanitaire élevé, il n'est pas impossible qu'une pollution temporaire puisse être absorbée par le sol sans avoir d'impact sur la flore, le sol et sur les nappes phréatiques.

6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alfiya Y., Damti O., Stoler-Katz A., Zoubi A., Shaviv A., Friedler E. (2012) Potential impacts of on-site greywater reuse in landscape irrigation. *Water Science and Technology*. **65**(4), 757-764.

AFNOR (Association Française de Normalisation)

NF X31-161 Décembre 1999 Qualité des sols - Détermination du phosphore soluble dans une solution d'oxalate d'ammonium à 0,1 mol.l⁻¹ - Méthode Joret-Hébert

NF X31-108 Septembre 2002 Qualité des sols - Détermination des cations Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺ extractibles par l'acétate d'ammonium - Méthode par agitation

NF EN 13346 Décembre 2000 Caractérisation des boues - Détermination des éléments traces et du phosphore - Méthodes d'extraction à l'eau régale

NF EN 13346 Décembre 2000 Caractérisation des boues - Détermination des éléments traces et du phosphore - Méthodes d'extraction à l'eau régale

NF ISO 11265 Janvier 1995 Qualité du sol - Détermination de la conductivité électrique spécifique

NF ISO 10693 Juin 1995 : Qualité du sol - Détermination de la teneur en carbonate - Méthode volumétrique.

NF ISO 14235 Septembre 1998 Qualité du sol - Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique

NF ISO 13878 Juillet 1998 Qualité du sol - Détermination de la teneur totale en azote par combustion sèche ("analyse élémentaire")

NF ISO 14256-2 Mars 2007 Qualité du sol - Dosage des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans des sols bruts par extraction avec une solution de chlorure de potassium - Partie 2 : méthode automatisée avec analyse en flux segmenté

- Banedjschafie S., Bastani S., Widmoser P., Mengel K. (2008) Improvement of water use and N fertilizer efficiency by subsoil irrigation of winter wheat. *European Journal of Agronomy*. **28**(1), 1-7.
- Blaney H. F., Criddle W. D. (1962) Determining consumptive use and irrigation water requirements. *U.S. Department of Agriculture. Agricultural Research Service*. n°1275, 59 pages.
- Brochet P., Gerbier N. (1972) Une méthode pratique de calcul de l'évapotranspiration potentielle. *Ann. Agro*. **23**(1)
- Doorenbos J., Kassam A. H., Bentvelsen C. I. M. (1979) *Yield response to water*, Rome : Food and Agriculture Organization of the United Nations. 193 pages. *ISBN : 9251007446*
- Doorenbos J., Pruitt W. O. (1975) *Guidelines for Predicting Crop Water Requirements*, Rome : Food and Agriculture Organization of the United Nations. 179 pages. *ISBN : 9251002797*
- Finley S., Barrington S., Lyew D. (2008) Reuse of Domestic Greywater for the Irrigation of Food Crops. *Water, Air, and Soil Pollution*. **199**(1-4), 235-245.
- ISO (International Organization for Standardization)
- ISO 10390:2005 Qualité du sol -- Détermination du pH
- Le Goff O., Godon J.-J., Milferstedt K., Bacheley H., Steyer J.-P., Wéry N. (2012) A new combination of microbial indicators for monitoring composting bioaerosols. *Atmospheric Environment*. **61**, 428-433.
- Khan S., Cao Q., Zheng Y. M., Huang Y. Z., Zhu Y. G. (2008) Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*. **152**(3), 686-692.
- Mathieu C, Audoye P, Chossat J.C (2007) Bases techniques de l'irrigation par aspersion. Editions Tec et Doc Lavoisier. 474 pages. *ISBN : 978-2-7430-0946-5*

- Misra R. K., Patel J. H., Baxi V. R. (2010) Reuse potential of laundry greywater for irrigation based on growth, water and nutrient use of tomato. *Journal of Hydrology*. **386**(1-4), 95-102.
- Pagès J. (2005) *Statistiques générales pour utilisateurs. 1 Méthodologie*, Rennes, Presses Universitaires de Rennes. ISBN : 978-2753501645
- Pinto U., Maheshwari B. L., Grewal H. S. (2010) Effects of greywater irrigation on plant growth, water use and soil properties. *Resources, Conservation and Recycling*. **54**(7), 429-435.
- Ramirez-Fuentes E., Lucho-Constantino C., Escamilla-Silva E., Dendooven L. (2002) Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. *Bioresource Technology*. **85**(2), 179-187.
- Rusan M. J., Hinnawi S., Rousan L. (2007) Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination*. **215**(1-3), 143-152.
- Sammis T. W. (2011) The Transition of the Blaney-Criddle Formula to the Penman-Monteith Equation in the Western United States. *Journal of Service Climatology*. **5**(1), 1-11.
- Sheikh B., Cooper R. C., Israel K. E. (1999) Hygienic evaluation of reclaimed water used to irrigate food crops — A case study. *Water Science and Technology*. **40**(4-5), 261-267.
- Tarchouna L. G., Merdy P., Raynaud M., Pfeifer H.-R., Lucas Y. (2010) Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part II: Role of organic carbon on Cu, Pb and Cr behaviour. *Applied Geochemistry*. **25**(11), 1711-1721.
- Travis M. J., Wiel-Shafran A., Weisbrod N., Adar E., Gross A. (2010) Greywater reuse for irrigation: effect on soil properties. *Science of the Total Environment*. **408**(12), 2501-2508.
- Yohannes F., Tadesse T. (1998) Effect of drip and furrow irrigation and plant spacing on yield of tomato at Dire Dawa, Ethiopia. *Agricultural Water Management*. **35**(3), 201-207.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Ce travail avait pour objectif de caractériser les impacts liés à l'utilisation des eaux grises brutes et traitées produites par un réacteur à lit fluidisé pour l'irrigation d'espaces verts urbains. Une revue de la littérature a tout d'abord consisté à caractériser les eaux usées puis plus particulièrement les eaux grises de salle de bains et de machine à laver, à la fois de façon qualitative et quantitative, ce qui a permis de montrer l'intérêt du recyclage des eaux grises pour l'irrigation d'espaces verts urbains. En effet, ces eaux grises représentent 51% des consommations quotidiennes d'eau potable et donc la meilleure source de valorisation à l'échelle domestique. Les caractéristiques physicochimiques et microbiologiques de ces eaux ont aussi été étudiées. C'est d'ailleurs grâce à ces caractéristiques et à l'état de l'art réalisé sur les procédés de traitement des eaux grises qu'il a été montré qu'un procédé biologique est adapté pour traiter les eaux grises. Même si certains procédés de traitement déjà existants permettent d'obtenir une qualité d'effluent satisfaisante, le coût de production limite leur utilisation. La recherche a conduit à la sélection d'un procédé innovant issu du traitement des eaux usées : le réacteur à lit fluidisé.

Ce procédé n'ayant jamais été étudié pour le traitement des eaux grises, il a été nécessaire d'optimiser son fonctionnement. Tout d'abord, l'étude hydrodynamique du réacteur à lit fluidisé, réalisée par la détermination de la distribution des temps de séjour en fonction des conditions opératoires (volume de réacteur, débit d'effluent), a permis d'assimiler son comportement hydrodynamique à celui d'un réacteur parfaitement agité ($J=1$). De plus, cette étude a permis d'observer l'absence de dysfonctionnements dans le réacteur ; il n'y a donc ni court-circuit, ni volume mort. Dans un second temps, la colonisation du matériau support de la biomasse a été étudiée. Elle a permis d'établir un lien entre la quantité de biomasse fixée sur les anneaux de garnissage et la charge carbonée contenue dans les eaux grises brutes. Enfin, l'étude de la cinétique de biodégradation aérobie du carbone contenu dans les eaux grises par la biomasse fixée sur le garnissage a permis d'établir une cinétique du premier ordre. Les valeurs de la constante de vitesse k ont été déterminées respectivement égales à $0,011 \text{ h}^{-1}$ et $0,004 \text{ h}^{-1}$ avec et sans garnissage. La cinétique de biodégradation des eaux grises est donc presque trois fois plus élevée lors de l'ajout de la biomasse fixée sur le garnissage

que par simple biodégradation. Ces résultats ont permis d'obtenir l'équation de dégradation qui opère dans le réacteur : $C(t) = 0,593 \times C_0 \times e^{-0,011t}$. Cette équation a été utilisée pour différents volumes d'eaux grises et les résultats obtenus ont permis d'observer que le modèle théorique développé dans cette étude décrit bien le fonctionnement du réacteur à lit fluidisé. Afin de vérifier la validité des résultats, la comparaison des résultats théoriques et expérimentaux a été réalisée sur un diagramme de parité. La plupart des points étant proche de la droite de parité, les concentrations théoriques sont cohérentes avec les concentrations expérimentales. Un test de Student a d'ailleurs permis de valider statistiquement le modèle proposé. Il a donc été possible de réaliser une analyse de sensibilité des conditions opératoires du lit fluidisé. En fonction des caractéristiques des eaux grises brutes et de la qualité des eaux grises traitées désirée, il est possible de définir la configuration du réacteur à lit fluidisé à mettre en œuvre.

Une fois le procédé de traitement optimisé, ses performances épuratoires ont été étudiées. Le réacteur à lit fluidisé a été configuré pour traiter l'équivalent d'un foyer de deux personnes, soit 144 litres d'eaux grises par jour. Les valeurs seuils des paramètres physicochimiques et microbiologiques définies dans l'arrêté du 2 août 2010, seule réglementation française relative à la réutilisation des eaux usées, ont été respectées et aucun dépassement n'a été observé. La qualité des eaux grises traitées est donc conforme aux objectifs fixés. Ainsi, la DCO et les MES ont présenté des abattements respectifs de 91% et 88%, pour des concentrations résiduelles dans l'effluent traité de 26 mg O₂.L⁻¹ et 5,6 mg.L⁻¹. De même au niveau des autres paramètres physicochimiques, les performances épuratoires sont satisfaisantes. Concernant les paramètres microbiologiques, les phages ARN-F spécifiques, les spores de bactéries anaérobies sulfitoréductrices n'ont pu être détectés ni dans les eaux grises brutes, ni dans les eaux grises traitées. De plus, les entérocoques intestinaux n'ont pas été détectés dans les eaux grises traitées et la bactérie *E. coli*, bien que présente dans les eaux grises traitées, respecte la valeur fixée par l'arrêté du 2 août 2010 (≤ 250 UFC.100 mL⁻¹). Enfin, le SAR, indicateur de qualité d'une eau utilisée pour l'irrigation et fonction des ions calcium, magnésium et sodium, ainsi que le diagramme de Riverside, définissant le pouvoir alcalinisant d'une eau, indiquent que les eaux grises traitées produites par le réacteur à lit fluidisé sont utilisables pour l'irrigation d'espaces verts. Toutefois, les impacts sanitaires et environnementaux liés à la réutilisation des eaux grises traitées restent méconnus.

Pour apporter une réponse à la problématique des risques liés à l'utilisation des eaux grises traitées pour l'irrigation d'espaces verts urbains, une analyse a été réalisée en s'inspirant de la méthodologie HACCP. Trois parcelles de pelouse ont été conçues spécialement pour cette étude. La première a été irriguée quotidiennement avec 9 litres d'eaux grises brutes et la seconde avec 9 litres d'eaux grises traitées issues du réacteur à lit fluidisé. Enfin la dernière a été irriguée avec 9 litres d'eau potable. Chaque parcelle représente 2,25 m² de pelouse. Les dangers identifiés lors de l'utilisation des eaux grises pour l'irrigation ont été définis à deux niveaux. Premièrement, les eaux qui s'infiltreront dans le sol et qui peuvent le contaminer et par la suite détériorer la qualité des nappes phréatiques. Deuxièmement, les dangers liés à un contact avec la pelouse irriguée par les eaux grises.

Les résultats obtenus dans cette étude ont démontré que l'utilisation des eaux grises brutes pour l'irrigation est à proscrire. En effet, les eaux ayant percolé sur 35 cm issues de la parcelle irriguée par les eaux grises brutes ont montré des concentrations significativement élevées par rapport à la parcelle de référence irriguée par de l'eau d'adduction. Ainsi, les concentrations relevées pour la DCO, le COD, les tensioactifs anioniques, la turbidité et la conductivité sont anormalement élevées. De même, les analyses microbiologiques ont montré une différence significative. De ce fait, ces pollutions peuvent entraîner des modifications de la composition du sol et le rendre impropre aux cultures ou aux développements de végétaux. De plus, elles peuvent migrer vers les nappes phréatiques et les contaminer. Enfin, lors de l'irrigation avec les eaux grises brutes, une odeur nauséabonde est dégagée et persiste quelques minutes après l'irrigation. Ce phénomène vient renforcer la nécessité de traiter les eaux grises avant de les réutiliser.

Concernant l'utilisation des eaux grises traitées, les résultats n'ont pas montré de différences significatives avec la parcelle irriguée avec l'eau potable, à l'exception des composés azotés, du nickel et du chrome pour les paramètres physicochimiques. Concernant les paramètres microbiologiques, seuls les coliformes totaux ont présenté une différence significative dans les percolats. Quant à la composition du sol, les 10 mois d'irrigation n'ont pas modifié ses caractéristiques car aucune différence significative n'a pu être observée. De plus, la qualité des percolats obtenus et l'absence de modification de la composition physicochimique du sol indiquent que les eaux grises produites dans cette étude sont propices à l'irrigation d'espaces verts urbains.

Par ailleurs, l'irrigation avec des eaux grises ne semblent pas affecter la pelouse au niveau microbiologique. En effet, les concentrations relevées sur les prélèvements de pelouse ne présentent pas de différences significatives avec celle irriguée par l'eau potable, que ce soit pour la parcelle irriguée avec les eaux grises brutes ou la parcelle irriguée avec les eaux grises traitées. Toutefois afin de limiter les contacts avec les usagers de ces espaces verts urbains, il serait nécessaire d'irriguer en dehors des périodes d'ouverture au public.

Enfin, les pelouses irriguées par les eaux grises montrent une croissance plus importante que celle irriguée par l'eau potable. En effet, la pelouse irriguée avec les eaux grises brutes et celle irriguée avec les eaux grises traitées présentent respectivement 63% et 19% de biomasse supplémentaire. Ces résultats sont dus aux nutriments (azote et phosphore essentiellement) apportés par les eaux grises. L'utilisation des eaux grises traitées pour l'irrigation peut donc permettre de diminuer les quantités d'engrais nécessaire au développement de végétaux, mais occasionnerait en contre partie une fréquence accrue pour l'entretien de ces espaces verts.

Perspectives

Les conclusions de ces travaux permettent de dégager quelques pistes de recherches complémentaires.

Le développement de nouvelles technologies rendent les machines à laver le linge de plus en plus économes en eau. Cette évolution tend à concentrer les eaux grises de machine à laver et modifie donc leur composition. Il pourrait être intéressant d'étudier les performances épuratoires du réacteur à lit fluidisé pour des eaux grises contenant une charge organique plus élevée afin de confirmer la robustesse du procédé.

Bien que les eaux grises utilisées dans cette étude soient de réelles eaux grises de douche et de machine à laver, elles ne sont pas complètement représentatives des eaux grises produites par des foyers où une concentration plus élevée en microorganismes peut être détectée (exemple : familles composées d'enfants en bas âge, de personnes âgées ou de malades). C'est pourquoi pour compléter cette étude, il serait intéressant d'ajouter une étape de désinfection afin de diminuer le risque microbiologique. Les techniques qui pourraient être employées sont la désinfection UV, si la turbidité résiduelle dans l'effluent traité peut être diminuée jusqu'à 2 NTU voire au-delà, ou l'ajout d'un oxydant tel que l'eau oxygénée ou le

dioxyde de chlore. Cependant, ces étapes de désinfection peuvent entraîner la formation de sous-produits toxiques qu'il serait nécessaire de contrôler.

Il serait également intéressant d'effectuer une étude sur la stabilité des eaux grises traitées dans le réservoir afin de définir les durées de stockage optimales. En effet lors d'un stockage prolongé, un développement microbien peut s'effectuer et entraîner des nuisances olfactives ou attirer des nuisibles. L'ajout d'un dispositif de purge pourrait alors être utile afin de vidanger le réservoir après une période de stockage définie.

Une étude à échelle réelle à plus long terme serait nécessaire pour confirmer les résultats obtenus dans cette étude au niveau des percolats issus de l'irrigation et de la qualité des sols. Une accumulation de matières organiques et de minéraux peut entraîner une diminution de la perméabilité du sol et donc empêcher la recharge aquifère. Si après 10 mois d'irrigation, aucun changement n'est apparu, il est envisageable qu'une irrigation à plus long terme entraîne des modifications de la composition du sol et donc de sa perméabilité.

Par ailleurs, dans le cadre de l'irrigation par aspersion, une étude complémentaire sur les aérosols produits pourrait permettre d'observer la présence ou l'absence de microorganismes pathogènes ou de substances toxiques lors de l'irrigation et de les quantifier si possible. La difficulté de ce genre d'études réside dans l'échantillonnage des aérosols et dans la quantification des indicateurs. En effet, l'efficacité d'échantillonnage des collecteurs est variable selon l'appareil utilisé, les propriétés des aérosols, le régime d'écoulement de l'air, les temps d'aspersion et la viabilité des microorganismes collectés. Il est donc difficile de prélever un échantillon représentatif permettant de quantifier les microorganismes présents dans les aérosols. Des recherches complémentaires sur la mise au point d'un protocole permettant de qualifier la composition des aérosols permettraient d'évaluer le risque sanitaire lié à l'aérosolisation des eaux grises lors de leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains.

ANNEXE

Annexe 1 : Calendrier des prélèvements

Nombre de jours	Date	Eaux grises brutes	Eaux grises traitées	Percolats
0	29/08/2012	X	X	
27	25/09/2012	X	X	
48	16/10/2012	X	X	
70	07/11/2012	X	X	X
83	20/11/2012	X	X	
98	05/12/2012	X	X	
110	17/12/2012	X	X	
131	07/01/2013	X	X	
145	21/01/2013	X	X	X
160	05/02/2013	X	X	X
174	19/02/2013	X	X	X
187	04/03/2013	X	X	X
202	19/03/2013	X	X	X
210	27/03/2013	X	X	X
229	15/04/2013	X	X	
271	27/05/2013	X	X	
285	10/06/2013	X	X	
292	17/06/2013	X	X	

Annexe 2 : Résultats des analyses physicochimiques réalisées sur les eaux grises brutes

Paramètres	pH	Conductivité	Oxygène dissous	Pot redox	Turbidité	MES	COD	DBO ₅	DCO	Tensioactifs anioniques	N _{tot}	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	P _{tot}
Date	-	μS.cm ⁻¹	mg O ₂ .L ⁻¹	mV	NTU	mg.L ⁻¹	mg C.L ⁻¹	mg O ₂ .L ⁻¹	mg O ₂ .L ⁻¹	mg SABM.L ⁻¹	mg N.L ⁻¹	mg NO ₃ -N.L ⁻¹	mg NO ₂ -N.L ⁻¹	mg NH ₄ -N.L ⁻¹	mg P.L ⁻¹
29/08/2012	7,79	654	5,9	169	72	-	26	40	205	6,3	7	<LD	0,12	<LD	1,2
25/09/2012	6,89	560	2,1	161	57	17	45	58	176	6,1	8	<LD	0,078	<LD	3,0
16/10/2012	7,32	507	2,8	161	91	54	36	72	224	6,9	9	<LD	0,088	<LD	1,8
07/11/2012	7,62	612	2,2	169	68	83	49	64	218	7,7	14	<LD	0,073	7,1	1,5
20/11/2012	7,62	625	0,7	169	32	49	22	44	221	8,1	10	<LD	0,066	6,5	1,2
05/12/2012	7,17	588	1,02	-152	52	31	25	40	168	5,7	12,3	<LD	0,084	6,1	1,3
17/12/2012	6,91	571	1,6	-208	36	29	25	-	170	4,5	18	<LD	0,063	7,3	1,4
07/01/2013	7,47	509	0,92	-292	99	67	31	80	301	4,95	15,5	<LD	0,107	9,7	2,5
21/01/2013	7,44	553	0,72	-302	98	25	43	43	160	2,8	5,1	<LD	0,063	6,8	1,1
05/02/2013	7,46	647	0,49	-330	72	27	61	69	248	5,4	13,7	<LD	0,076	10,3	1,8
19/02/2013	7,13	551	0,35	134	124	54	26	88	358	5,85	14,5	<LD	0,138	9,1	1,9
04/03/2013	7,41	547	0,29	-116	96	52	30	78	296	8,45	12,7	<LD	0,076	6,7	1,8
19/03/2013	7,56	825	0,75	-315	59	24	45	50	250	6	12,92	<LD	0,063	8,5	1,1
27/03/2013	7,99	667	0,42	-324	51	33	32	58	251	6,15	14,7	<LD	0,076	10,5	1,5
15/04/2013	7,56	579	0,18	-265	93	95	64	40	334	4,5	13,18	<LD	0,111	9,7	2,6
27/05/2013	7,34	699	0,53	-260	54	43	97	41	275	3,65	9,75	<LD	0,058	7,8	1,2
10/06/2013	7,5	371	0,18	-323	46	58	30	27	251	7,5	16,7	<LD	0,076	7	1,7
17/06/2013	7,56	1310	0,56	-352	67	50	45	120	415	17	13,9	<LD	0,143	8,1	1,4

Annexe 3 : Résultats des analyses physicochimiques réalisées sur les eaux grises traitées

Paramètres	pH	Conductivité	Oxygène dissous	Pot redox	Turbidité	MES	COD	DBO ₅	DCO	Tensioactifs anioniques	N _{tot}	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	P _{tot}
Date	-	μS.cm ⁻¹	mg O ₂ .L ⁻¹	mV	NTU	mg.L ⁻¹	mg C.L ⁻¹	mg O ₂ .L ⁻¹	mg O ₂ .L ⁻¹	mg SABM.L ⁻¹	mg N.L ⁻¹	mg NO ₃ -N.L ⁻¹	mg NO ₂ -N.L ⁻¹	mg NH ₄ -N.L ⁻¹	mg P.L ⁻¹
29/08/2012	8,13	644	8,4	179	4		8	20	38	1,8	3,8	0,7	0,20	<LD	0,8
25/09/2012	7,49	513	6,9	189	9	4	12	8	35	0,6	4,9	2,0	0,03	<LD	1,0
16/10/2012	7,90	531	9,0	189	8	8	15	6	34	0,5	2,9	5,5	0,16	<LD	1,0
07/11/2012	7,73	555	6,5	221	2	6	14	10	27	3,4	8,4	4,5	0,07	<LD	0,7
20/11/2012	7,81	662	4,6	200	6	6	7	6	20	2,8	8,4	2,7	0,03	<LD	0,9
05/12/2012	7,71	566	6,96	190	2	4	7	1	23	0,52	0,7	4,1	0,021	<LD	0,7
17/12/2012	7,4	569	5,82	188	6	3	13	6	8	1,25	11,12	4,7	0,044	<LD	0,9
07/01/2013	7,42	516	4,3	-	9	10	7	8	28	0,75	13,4	5,9	0,138	<LD	1,7
21/01/2013	7,31	484	-	-	7	5	5	11	11	0,85	4,05	5,0	0,117	<LD	0,6
05/02/2013	7,63	564	-	-	3	6	-	6	24	0,5	8,18	5,7	0,064	<LD	0,9
19/02/2013	7,37	481	5,61	196	9	6	12	10	34	0,42	8,17	4,8	0,085	<LD	0,8
04/03/2013	7,68	471	5,09	186	5	2	8	5	40	0,49	8,7	4,0	0,058	<LD	0,7
19/03/2013	8,14	624	5,05	189	5	7	9	6	42	0,68	9,06	4,1	0,097	<LD	0,8
27/03/2013	7,94	552	5,16	196	5	5	8	7	38	0,46	9,8	4,2	0,071	<LD	0,6
15/04/2013	8,11	510	4,5	169	7	5	6	6	10	0,49	9,4	4,3	0,56	<LD	0,8
27/05/2013	7,3	701	4,7	151	2	<2	14	4	10	0,37	8,3	4,5	0,042	<LD	1,0
10/06/2013	7,6	421	4,11	181	7	8	6	6	7	0,63	13	5,7	0,049	<LD	1,0
17/06/2013	7,63	472	4,82	169	6	4	5	12	36	0,52	7,6	5,1	0,054	<LD	1,0

Annexe 4 : Résultat du test de Tuckey pour les paramètres physicochimiques présentant une significativité dans les percolats

Conductivité	HSD de Tuckey
Parcelle irriguée par EGB	A
Parcelle irriguée par EGT	B
Parcelle irriguée par potable	B

Turbidité	HSD de Tuckey
Parcelle irriguée par EGB	A
Parcelle irriguée par EGT	B
Parcelle irriguée par potable	B

COD	HSD de Tuckey
Parcelle irriguée par EGB	A
Parcelle irriguée par EGT	B
Parcelle irriguée par potable	B

DCO	HSD de Tuckey
Parcelle irriguée par EGB	A
Parcelle irriguée par EGT	B
Parcelle irriguée par potable	B

Tensioactifs anioniques	HSD de Tuckey
Parcelle irriguée par EGB	A
Parcelle irriguée par EG traitée	B
Parcelle irriguée par potable	B

N _{tot}	HSD de Tuckey
Parcelle irriguée par EGB	A
Parcelle irriguée par EGT	A B
Parcelle irriguée par potable	B

NO ₂	HSD de Tuckey
Parcelle irriguée par EGB	A
Parcelle irriguée par EGT	A B
Parcelle irriguée par potable	B

Annexe 5 : Résultat du test de Tuckey réalisé sur les éléments traces métalliques

Chrome	HSD de Tuckey
Parcelle irriguée par EGB	A
Parcelle irriguée par EGT	A
Parcelle irriguée par potable	B

Nickel	HSD de Tuckey
Parcelle irriguée par EGB	A
Parcelle irriguée par EGT	B
Parcelle irriguée par potable	C

Thèse de Doctorat

Pierre-Luc DAVID

Traitement des eaux grises par réacteur à lit fluidisé et dangers liés à leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains

Greywater treatment by a fluidized bed reactor and impacts related to their use for irrigation of urban green spaces

Résumé

Les eaux grises (EG) peuvent être considérées comme une ressource alternative à l'eau potable et peuvent donc être réutilisées, par exemple, pour l'arrosage d'espaces verts pour lequel une qualité "eau destinée à la consommation humaine" ne semble pas nécessaire. Toutefois la présence de microorganismes pathogènes et de composés organiques peut entraîner des risques sanitaires et environnementaux. Il est donc nécessaire de traiter ces EG avant de les réutiliser et caractériser les risques liés à leur recyclage, jusqu'à présent peu connus. Pour répondre à ces objectifs, la démarche a consisté à caractériser les EG afin de choisir un traitement adapté. Le procédé biologique retenu est un réacteur à lit fluidisé aérobie. Son optimisation a été basée sur l'étude de son comportement hydrodynamique et sur la cinétique de biodégradation des EG. Ses performances épuratoires ont également été déterminées. La qualité des EG traitées produites atteint les objectifs attendus par la réglementation française pour l'irrigation d'espaces verts avec des eaux usées traitées. En effet, la DCO et les MES obtenues dans l'effluent traité sont respectivement de $26 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ et $5,6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Le réacteur a permis de traiter $144 \text{ L} \cdot \text{j}^{-1}$ d'EG durant 16 mois. Trois parcelles de pelouse ont été irriguées respectivement par des EG brutes, des EG traitées et par de l'eau potable. Contrairement à la parcelle irriguée par les EG brutes, l'analyse de risques n'a montré aucune différence significative entre celle irriguée par les EG traitées et celle irriguée par l'eau potable. Ces travaux démontrent que les EG traitées produites dans cette étude peuvent être employées pour l'irrigation d'espaces verts.

Mots clés

Impact environnemental, Irrigation par aspersion, Réacteur à lit fluidisé, Réutilisation des eaux, traitement des eaux grises

Abstract

A level of water quality intended for human consumption does not seem necessary for domestic uses such as irrigation of green spaces. Alternative water supplies like the use of greywater (GW) can thus be considered. However, GW contains pathogenic microorganisms and organic compounds which can cause environmental and health risks. As the risks related to recycling are unknown, GW treatment is necessary before reusing. To describe the risks related to GW reuses, the scientific approach performed in this study was to characterize domestic GW in order to select an appropriate treatment. The biological process chosen is an aerobic fluidized bed reactor. As this process has never been developed for GW, an optimization step based on the study of its hydrodynamic behavior and the kinetics of biodegradation of GW was performed. The treatment performances were then determined. The treated GW produced in this study reached the threshold values expected by the French regulation for irrigation of green spaces with treated wastewater. Indeed, the COD and the TSS obtained in treated GW were respectively $26 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ and $5.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The fluidized bed reactor has been used to treat $144 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$ of GW for 16 months. Three lawn plots were irrigated respectively with raw GW, treated GW and tap water as a reference. Contrary to the lawn plot irrigated with raw GW, the risk analysis performed in this study has shown no significant difference between the law plot irrigated with treated GW and the one irrigated with tap water. This study shows that treated GW produced from the fluidized bed reactor developed in this experiment can be used for irrigation of green spaces.

Key Words

Environmental impact, Fluidized bed reactor, Greywater treatment, Sprinkler irrigation, Water reuse